

Université du Québec  
Institut National de la Recherche Scientifique  
Centre Eau Terre Environnement

**Comparaison de modèles thermiques statistique et déterministe pour l'estimation  
d'indices thermiques sur les portions aménagées et naturelles de la rivière  
Fourchue (Québec, Canada).**

Par  
Laurie Beaupré  
B.Sc. Biologie

Mémoire présenté pour obtenir le  
grade de maître ès sciences (M.Sc.)  
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe	Anne-Marie Laroche Université de Moncton
Examineur interne	Richard Martel INRS-Eau, Terre et Environnement
Directeur de recherche	André St-Hilaire INRS-Eau, Terre et Environnement
Codirecteurs de recherche	Anik Daigle INRS-Eau, Terre et Environnement
	Normand Bergeron INRS-Eau, Terre et Environnement



## REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes ont collaboré, de près ou de loin, à la réalisation de ce projet de recherche.

Je voudrais remercier tout d'abord mon directeur, André St-Hilaire, de m'avoir offert cette opportunité de recherche qui m'a permis de sortir de ma «zone de confort biologique» et d'élargir mes horizons professionnels. Merci pour ton soutien, ton encadrement, ta générosité, ta compréhension et ta disponibilité sans lesquels ce projet n'aurait probablement pas été mené à terme. Merci pour tout André, vraiment!

Je tiens également à remercier ma co-directrice Anik Daigle, pour le soutien offert tout au long du processus d'analyse et de rédaction. Merci pour ta pédagogie et ton efficacité qui m'ont permis de sauver beaucoup de temps et bien sûr, pour tes codes de feu!

Merci à mon co-directeur, Normand Bergeron, pour les idées, le soutien technique et les conseils durant les campagnes de terrain. Quelle belle expérience que celle de faire partie de ton labo.

Je souhaite remercier le réseau Hydronet-CRSNG pour l'opportunité de recherche, le financement et le soutien scientifique.

Je tiens également à remercier toutes les personnes qui ont participé aux campagnes de terrain pour leur bras mais également pour les nombreux conseils et moments de folie. Je me dois d'ailleurs de remercier le camp musical ainsi que plusieurs agriculteurs de la région...

Merci à toutes les personnes des laboratoires St-Hilaire et Bergeron, ce fut un plaisir de travailler avec vous!

Un merci spécial à ma famille et à mes ami(e)s pour leur soutien constant au cours de ces années.

Finalement, merci à Julien pour tes encouragements et ta compréhension durant ce projet. Merci de m'avoir supportée (et ramené à l'ordre) lors de mes nombreuses réorientations de carrière mentales. Je ne peux malheureusement pas te garantir que ça se termine ici.

# RÉSUMÉ

Le nombre de barrages à travers le monde est en constante augmentation principalement en raison des demandes liées à l'hydroélectricité, à l'approvisionnement en eau potable ainsi qu'à la régulation des débits de crues. De ce fait, un grand nombre d'environnements lotiques sont régulés ou sévèrement influencés par la présence de barrages. L'un des impacts attendus des barrages est la modification du régime thermique naturel de la rivière en aval de ceux-ci. Puisque le régime thermique est un facteur crucial influençant la productivité des écosystèmes lotiques, une bonne compréhension des changements causés par le barrage est essentielle afin d'effectuer une gestion adéquate des ressources en eau et des ressources fauniques. La rivière Fourchue, située à St-Alexandre-de-Kamouraska, est l'un de ces nombreux systèmes qui sont influencés par la présence d'un barrage avec mise en réservoir.

L'un des objectifs de ce projet consiste à caractériser le régime thermique de la rivière Fourchue et ses variations en saison estivale en calculant des statistiques descriptives appelées indices thermiques. Ces indices ont été sélectionnés sur la base de leur pertinence pour la gestion de la faune aquatique et plus particulièrement de l'omble de fontaine, une espèce ayant une zone de tolérance thermique plus restreinte que les autres espèces recensées dans le cours d'eau.

Plusieurs outils de modélisation ont été développés afin d'estimer la température de l'eau en rivière selon l'échelle spatiale et temporelle voulues. Ces modèles peuvent être classifiés en deux groupes : les modèles déterministes et les modèles statistiques. L'objectif principal du projet vise à comparer un modèle déterministe largement utilisé pour l'estimation de températures en milieu régulé et non régulé, SNTMP, avec un modèle statistique basé sur l'analyse des corrélations canoniques dans l'obtention des indices thermiques mentionnés précédemment. Les résultats démontrent que le modèle statistique est plus performant dans l'estimation de la majorité des indices thermiques sélectionnés, soit pour 21 des 28 indices comparés. Les plus grands écarts de performance entre les deux approches sont pour les indices calculés à partir des températures maximales qui sont mieux estimées par le modèle statistique.

La performance des deux modèles pour l'estimation des indices thermiques est discutée afin d'expliquer les divergences entre les résultats obtenus. Cela permet de mieux comprendre les avantages et inconvénients des deux modèles et de faciliter le processus décisionnel pour les gestionnaires intéressés par ce type d'outils.

# TABLE DES MATIÈRES

Remerciements .....	i
Résumé.....	ii
Liste des tableaux .....	v
Liste des figures .....	vi
1. Introduction .....	1
1.1 Mise en contexte .....	2
1.2 Impacts environnementaux liés à la régulation des cours d'eau .....	2
1.2.1 Impacts des changements du régime thermique sur les invertébrés aquatiques .....	4
1.2.2 Impacts des changements du régime thermique sur l'ichtyofaune .....	5
1.2.3 Impacts des changements du régime thermique sur le réseau trophique.....	6
1.3 Outils de modélisation .....	7
1.4 Questions de recherche, objectifs et pertinence de l'étude .....	8
1.5 Structure du mémoire .....	10
2. Synthèse des résultats .....	11
2.1 Introduction.....	12
2.2 Site d'étude .....	13
2.3 Approche déterministe.....	14
2.3.1 Données nécessaires pour le modèle SNTMP .....	16
2.4 Approche statistique .....	17
2.4.1 Données nécessaires au modèle statistique .....	19
2.5 Données biologiques .....	20
2.6 Résultats .....	20
2.6.1 Indices thermiques.....	21
2.6.2 Modélisation déterministe et statistique.....	22
2.6.3 Performance du modèle déterministe .....	26
2.6.4 Performance du modèle statistique.....	29
2.6.5 Données biologiques .....	29
2.7 Discussion .....	30
2.7.1 Régime thermique et faune ichthyenne.....	30
2.7.2 Performances des modèles statistique et déterministe .....	31
3. Article .....	35

3.1 Résumé en français.....	37
3.2 Abstract .....	38
3.3 Introduction.....	38
3.4 Study site and data collection .....	40
3.4.1 Meteorology .....	42
3.4.2 Hydrology .....	42
3.4.3 Stream geometry .....	43
3.5 Methodology .....	43
3.5.1 Thermal indices .....	43
3.5.2 Deterministic approach .....	44
3.5.3 Model calibration and validation .....	46
3.5.4 Statistical approach.....	47
3.6 Results and discussion .....	48
3.7 Conclusion.....	55
3.8 Acknowledgements .....	56
4. Conclusions et recommandations.....	57
Liste des références .....	59

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 2.1 :</b>	Indices thermiques calculés à partir des séries chronologiques de 2011 et 2012.....	14
<b>Tableau 2.2 :</b>	Description des types de nœuds utilisés pour la composition du réseau de la rivière Fourchue dans le modèle SNTMP.....	16
<b>Tableau 2.3 :</b>	Variables physiographiques caractérisant les segments homogènes de la rivière Fourchue. Les variables retenues pour expliquer la signature thermique des segments sont en caractères gras.....	19
<b>Tableau 2.4 :</b>	Performance des modèles selon les deux critères d'évaluation choisis, le RMSE et le BIAS, dans l'estimation des indices thermiques.....	28
<b>Tableau 2.5 :</b>	Espèces potentiellement présentes dans les bassins versants des rivières Fourchue et Du Loup selon le MDDEFP (Sébastien Ross, communication personnelle, 11 mai 2011) et les espèces observées sur le terrain.....	30
<b>Tableau 3.1 :</b>	Description of the node types used for the composition of the network of Fourchue River in SNTMP.....	45
<b>Tableau 3.2 :</b>	SNTMP's global calibration factors and the corrections applied for a better representation of the Fourchue River conditions.....	46

## LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1 :** Températures mensuelles moyennes et maximales ainsi que les écarts journaliers moyens et maximaux d'août 2011 et 2012 pour les tronçons amont et aval de la rivière Fourchue.....22
- Figure 2.2 :** Température mensuelle moyenne, écart-type mensuel et degrés-jours cumulatifs de juin 2012 observés et simulés avec SNTMP et les modes *jackknife* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.....23
- Figure 2.3 :** Température mensuelle maximale et écart journalier moyen et maximal de juin 2012 observés et simulés avec SNTMP et les modes *jackknife* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval .....24
- Figure 2.4 :** Température mensuelle moyenne, écart-type mensuel et degrés-jours cumulatifs de juillet 2012 observés et simulés avec SNTMP et les modes *jackknife* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.....25
- Figure 2.5 :** Température mensuelle maximale, écart journalier moyen et maximal et nombre de jours avec des températures au-delà de 24,9 °C pour juillet 2012 observés et simulés avec SNTMP et les modes *jackknife* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval .....26
- Figure 3.1 :** Location of the Fourchue River watershed and of the water temperature monitoring stations.....41
- Figure 3.2 :** Longitudinal profile of the Fourchue River illustrating the composite node network along the relative river gradient. Points along the diagram depict the node types including headwater (H), change (C), validation (V), structure (S), point load (P), and end (E) types.....45
- Figure 3.3 :** Canonical space for August 2011 mean temperatures. The upstream stations are referred as am01 to am07 and the downstream stations are referred as av08 to av18.....49



**Figure 3.4 :** Observed and simulated mean monthly water temperatures, standard deviation and cumulative degree-days for August 2011, using SNTMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 18 are from upstream to downstream.....50

**Figure 3.5 :** Observed and simulated mean monthly water temperatures, standard deviation and cumulative degree-days for August 2012, using SNTMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 12 are from upstream to downstream.....52

**Figure 3.6 :** Observed and simulated monthly maximum water temperatures, mean and maximum temperature ranges and the number of days over 24.9 °C for August 2011, using SNTMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 18 are from upstream to downstream.....53

**Figure 3.7 :** Observed and simulated monthly maximum water temperatures, mean and maximum temperature ranges and the number of days over 24.9 °C for August 2012, using SNTMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 12 are from upstream to downstream.....53

**Comparaison de modèles thermiques statistique et déterministe pour l'estimation d'indices thermiques sur les portions aménagées et naturelles de la rivière Fourchue: Synthèse**

# 1. INTRODUCTION

## 1.1 Mise en contexte

En raison de son impact sur les processus biotiques et abiotiques, la température de l'eau influence l'activité métabolique, les taux de croissance, la reproduction ainsi que le taux de survie des organismes vivants en rivière (Sweeney, 1978; Quinn *et al.*, 1994; Connor *et al.*, 2003; Neuheimer et Taggart, 2007). De ce fait, le régime thermique a depuis longtemps été reconnu par les spécialistes œuvrant en sciences aquatiques comme un facteur crucial influençant la productivité des écosystèmes lotiques (Smith, 1981; Ward, 1985; Webb *et al.*, 2008).

Le régime thermique d'une rivière peut être défini comme l'ensemble de ses caractéristiques thermiques et ses variations. En effet, celui-ci subit des fluctuations journalières, saisonnières et interannuelles qui sont principalement liées aux conditions atmosphériques. En plus de ces variations temporelles, des variations spatiales, qui sont principalement associées à la topographie du bassin et à la géomorphologie du cours d'eau ainsi qu'au régime hydrologique, façonnent l'habitat thermique des rivières (Cassie, 2006).

Ces habitats jouent un rôle majeur dans la distribution des organismes aquatiques lotiques (Hrachowitz *et al.*, 2010). Puisque la majorité de ces organismes possèdent un habitat thermique préférentiel mais également une zone de tolérance thermique, des modifications apportées à la température de l'eau peuvent entraîner des conséquences négatives sur l'ensemble du réseau trophique (Coutant, 1977; Kishi *et al.*, 2005).

Les altérations au régime thermique d'origine anthropique sont nombreuses. La déforestation, les rejets thermiques industriels, l'irrigation ou, indirectement, les changements climatiques influencent à différents niveaux la température de l'eau (Cassie, 2006). Un des aménagements en rivière qui a des conséquences drastiques sur le régime thermique est la construction d'un barrage, avec ou sans mise en réservoir (Stanford *et al.*, 1996; Prats *et al.*, 2010).

## 1.2 Impacts environnementaux liés à la régulation des cours d'eau

La demande pour l'hydroélectricité, l'approvisionnement en eau potable, la régulation des débits de crues, l'irrigation ainsi que les activités aquatiques récréatives ne cessent d'augmenter autant dans les pays développés que dans ceux en développement. De ce fait, le nombre de barrages en construction à travers le monde est en constante augmentation. Actuellement, une majorité d'environnements lotiques sont régulés ou sévèrement influencés par la présence de

barrages (Dynesius et Nilsson, 1994; Murchie *et al.*, 2008; Yuankun *et al.*, 2012). Les impacts attendus d'un barrage sur le régime thermique d'un cours d'eau dépendent de plusieurs facteurs dont le type de barrage, le mode d'opération, la position du barrage dans le bassin versant ainsi que la présence d'un réservoir (Olden et Naiman, 2010).

De manière générale, les barrages au fil de l'eau altèrent le régime thermique de façon moins prononcée que les barrages avec réservoir. Toutefois, en raison d'une réduction du débit en aval de ces ouvrages, une augmentation de la température moyenne de l'eau peut être observée (Petts, 1984).

Les effets des barrages avec réservoir vont varier selon différents facteurs tels que le climat, le volume et la superficie du réservoir, le temps de résidence, la stratification thermique de la colonne d'eau ainsi que la profondeur de la prise d'eau (Lessard et Hayes, 2003).

Les changements dans le régime thermique d'un cours d'eau en aval d'un réservoir pour lequel la prise d'eau est située dans l'hypolimnion suivent généralement le patron suivant: des températures plus élevées en hiver résultant fréquemment en une absence de couvert de glace, des températures moyennes et maximales plus faibles en périodes printanière et estivale, une réduction des variations journalières et saisonnières ainsi qu'un décalage dans l'occurrence des températures maximales comparativement à une rivière non régulée (Webb et Walling, 1993). Ces divergences s'expliquent par le fait que le réservoir joue un rôle tampon, de par son important volume, en diminuant les taux de réchauffement et de refroidissement de l'eau (Olden et Naiman, 2010). Ce type de prise d'eau en profondeur est le plus répandu dans les régions où le climat est tempéré (Lehmkuhl, 1972).

Une prise d'eau située au-dessus de la thermocline, soit dans l'épilimnion, résulte en des températures plus élevées au printemps et en été. Ce type de barrage est généralement de moins grande envergure et situé dans des régions où les températures en saison estivale sont plus basses (Lessard et Hayes, 2003).

Les altérations du régime thermique causées par les barrages sont plus prononcées directement en aval de l'ouvrage mais peuvent persister sur plusieurs kilomètres en aval dépendamment du débit relâché par le barrage, des échanges thermiques avec l'atmosphère, de l'apport hydraulique des tributaires et des zones de résurgence (Prats *et al.*, 2010).

Ces altérations dans l'habitat thermique des rivières régulées entraînent des conséquences sur l'ensemble des organismes colonisant ces cours d'eau. La compréhension de ces changements est primordiale afin d'effectuer une gestion durable de la faune en aval des barrages.

### **1.2.1 Impacts des changements du régime thermique sur les invertébrés aquatiques**

Plusieurs études ont démontré qu'une baisse marquée du nombre d'invertébrés est souvent observée en aval des barrages avec réservoir (Sweeney, 1978; Quinn *et al.*, 1994; Lessard et Hayes, 2003). Cette diminution s'explique par le fait que la composition et l'abondance des invertébrés aquatiques dépendent de plusieurs facteurs dont la température, le débit, la composition du substrat, la végétation ainsi que des teneurs en substances organiques et inorganiques dissoutes. Puisque ces variables d'habitat sont modifiées par la présence d'un barrage, une partie ou la totalité du cycle de vie de ces organismes sera affectée (Ward et Standford, 1979).

Les variations diurnes et saisonnières que connaissent les cours d'eau en milieu tempéré sont naturelles; il est donc raisonnable de penser que ces fluctuations sont plus favorables aux invertébrés que les régimes semi-constants retrouvés en aval des barrages avec prise d'eau dans l'hypolimnion (Sweeney, 1978). La réduction de ces fluctuations naturelles du régime thermique peut entraîner la perte de signaux physiologiques environnementaux essentiels au développement des invertébrés aquatiques, plus particulièrement chez les espèces ayant une période de diapause (Lehmkuhl, 1972). De plus, les changements dans le régime thermique peuvent réduire le taux de croissance des invertébrés, entraînant une diminution de la taille et de la fécondité des adultes. Cette baisse de fécondité peut résulter en une diminution du recrutement sous le seuil critique, réduisant ainsi le potentiel de survie d'une population (Sweeney, 1978). Une diminution dans la densité des invertébrés aquatiques aura des répercussions sur les espèces de poisson dont l'alimentation est basée sur cette ressource.

Il s'avère que la biomasse de macroinvertébrés est corrélée avec la température de l'eau. Des températures plus élevées entraîneraient de plus grandes densités de macroinvertébrés (Hinz et Wiley, 1998). Cela doit donc être pris en compte par les gestionnaires de rivière afin de conserver la biodiversité des habitats aquatiques en aval des barrages (Quinn *et al.*, 1994; Cox et Rutherford, 2000).

## 1.2.2 Impacts des changements du régime thermique sur l'ichtyofaune

Étant des poïkilothermes, c'est-à-dire que leur température corporelle varie avec celle de leur milieu, les poissons d'eau douce sont adaptés au régime thermique des rivières dans lesquelles ils ont évolué (Verspoor et Jordan, 2006). Ils vont donc faire de la thermorégulation dite comportementale en choisissant des habitats thermiques optimaux pour leurs fonctions physiologiques tels que le métabolisme énergétique et les fonctions cardio-respiratoires (Farrell, 2002; Breau *et al.*, 2011).

Chaque espèce de poisson possède une zone de tolérance thermique, à l'intérieur de laquelle sa survie n'est pas compromise. Cette zone est délimitée par des limites inférieure et supérieure au-delà desquelles ils peuvent survivent pour une période de temps limitée appelée période de résistance (Fry *et al.*, 1946; Wehrly *et al.*, 2007). Durant cette période de résistance où le poisson est hors de sa zone de tolérance thermique, celui-ci cesse de s'alimenter et les processus aérobies laissent place aux processus anaérobies (Breau *et al.*, 2011).

Des changements dans le régime thermique peuvent donc affecter les poissons tout au long de leur cycle de vie, à commencer par la période de fraie, le développement embryonnaire, l'éclosion des œufs, la période d'émergence des alevins ainsi que la croissance et la survie des juvéniles et des adultes (McCormick *et al.*, 1972; Neuheimer et Taggart, 2007; Hrachowitz *et al.*, 2010). Chez les salmonidés, l'augmentation des températures en automne et en hiver peut accélérer le développement embryonnaire et donc mener à une émergence précoce. L'émergence représente le moment où les alevins sortent des espaces interstitiels du substrat pour se déplacer dans la colonne d'eau. C'est aussi à ce moment qu'ils commencent à s'alimenter. Une émergence trop hâtive ou trop tardive dans la saison peut entraîner une mortalité liée à des débits trop importants, un manque de ressources alimentaires ou une abondance de prédateurs. Les barrages peuvent donc entraîner un décalage entre la période d'émergence observée de celle qui aurait été optimale pour la survie des alevins (Anguiletta *et al.*, 2008).

En été, des températures moyennes plus basses en aval des barrages peuvent créer des habitats favorables aux salmonidés et aux dorés (*Sander sp.*) qui préfèrent les eaux fraîches (Olden et Naiman, 2010). Toutefois, les faibles températures peuvent également diminuer le taux de croissance des poissons, ce qui peut amener une période de croissance moins longue et plus tardive. Une diminution de l'abondance de proies ou des changements dans le

comportement alimentaire peut également expliquer une baisse du taux de croissance (Jensen, 2003).

### **1.2.3 Impacts des changements du régime thermique sur le réseau trophique**

Les barrages, de par leurs impacts sur la faune ichthyenne, vont affecter l'ensemble du réseau trophique et particulièrement les espèces dont les ressources sont régulées par les consommateurs. Ce contrôle, mieux connu sous son nom anglais « *top-down control* », est dépendant de la température (Kishi *et al.* 2005). En effet, les changements dans le comportement alimentaire ou dans la densité des prédateurs auront des répercussions sur les niveaux trophiques inférieurs.

Des changements trop importants dans le régime thermique peuvent mener à une réduction, voire à une absence complète de salmonidés dans certains secteurs d'une rivière. Puisque ceux-ci sont parmi les principaux prédateurs des rivières en milieu forestier, des changements dans leur abondance peuvent entraîner des changements dans l'abondance des niveaux trophiques inférieurs. Cela peut ultimement changer la structure de la chaîne alimentaire en modifiant les interactions directes ou indirectes entre les niveaux trophiques (McIntosh et Townsend, 1996; Nakano *et al.*, 1999).

Des poissons peuvent être présents dans un milieu où la température se situe hors de leur zone de tolérance thermique; toutefois, leurs fonctions physiologiques seront affaiblies en raison du stress thermique, réduisant ainsi leur activité alimentaire. Conséquemment, la pression de prédation sur les macroinvertébrés et le périphyton diminuera, entraînant ainsi des changements dans la structure de la communauté (Power, 1990). Une espèce qui possède une grande tolérance thermique peut donc être affectée par des changements dans le régime thermique par le truchement des modifications dans ses interactions avec ses prédateurs ou ses proies. Selon Kishi *et al.* (2005), les conditions thermiques ont un impact sur la cascade des échanges trophiques, même dans les rivières où les prédateurs se retrouvent en abondance.

Les altérations au régime thermique causées par les barrages risquent donc d'affecter l'ensemble de la chaîne alimentaire d'une rivière. Une compréhension globale des impacts potentiels liés à la régulation des rivières doit commencer par une bonne connaissance des altérations du régime thermique causées par le barrage. Idéalement, l'analyse des impacts potentiels de la présence d'un barrage sur la thermie du cours d'eau devrait être complétée



avant la construction de l'ouvrage. La modélisation du régime thermique peut alors être utilisée par les gestionnaires de rivière afin de répondre à ce besoin. Subséquemment, les mêmes modèles peuvent servir à faire une prévision thermique à l'aide de la prévision météorologique et du mode de gestion de l'ouvrage.

### **1.3 Outils de modélisation**

Plusieurs outils de modélisation ont été développés au cours des dernières décennies afin de prédire la température de l'eau en rivière selon les échelles spatiales et temporelles voulues. Ces modèles peuvent être classifiés en deux groupes : les modèles déterministes et les modèles statistiques.

Les modèles déterministes, aussi appelés modèles physiques, utilisent une approche basée sur le calcul d'un bilan thermique afin de prédire la température de l'eau. Ces modèles utilisent donc tous les intrants météorologiques nécessaires au calcul du bilan d'énergie tels que la radiation solaire, la température de l'air, la vitesse du vent, l'humidité, la pression de vapeur. Les paramètres de ces modèles peuvent être ajustés, afin de minimiser l'erreur entre les températures observées et prédites (Cassie, 2006). Les flux d'énergie totaux sont quantifiés en utilisant des équations décrivant les échanges de chaleur entre l'eau et l'air ainsi qu'entre l'eau et le lit du cours d'eau. Ces modèles peuvent prédire la température de l'eau en rivière pour différentes échelles temporelles (e.g. horaire, hebdomadaire ou mensuelle).

La majorité des modèles déterministes sont unidimensionnels, c'est-à-dire que la température de l'eau est prédite seulement sur l'axe principal de la rivière, soit l'axe amont-aval (Morin *et al.*, 1994; Chen *et al.*, 1998; St-Hilaire *et al.*, 2003; Caissie *et al.*, 2007). Certains auteurs utilisent toutefois des modèles déterministes bidimensionnels, ce qui permet, lorsque nécessaire, d'obtenir une estimation de la variabilité latérale de la température, en plus de la variabilité longitudinale (amont-aval). Par contre, l'utilisation de modèles 2-D nécessite plus d'intrants (p. ex. bathymétrie de plusieurs sections) et complexifie également la modélisation (Norton et Bradford, 2009; Ouellet *et al.*, 2013). Le principal avantage des modèles déterministes est qu'ils constituent une description explicite des processus physiques en cause, ce qui leur confère une capacité à évaluer les impacts de différents scénarios comme la réduction des bandes riveraines, les variations de débit ou même le retrait d'un barrage sur le régime thermique de la rivière. Ces modèles nécessitent par contre un grand nombre d'intrants, ce qui exige plus de temps et de moyens.

Les modèles statistiques nécessitent généralement moins de données et sont basés sur la relation statistique entre la température de l'eau et des variables indépendantes qui y sont corrélées comme par exemple la température de l'air (Benyahya *et al.*, 2007). Lorsque celle-ci est la seule variable indépendante utilisée, il peut alors s'agir alors d'un modèle de régression linéaire simple comme celui utilisé par Webb et Nobilis (1997). Les modèles basés sur des régressions linéaires et non-linéaires ainsi que les modèles autorégressifs et périodiques autorégressifs sont considérés comme des modèles paramétriques (Caissie *et al.*, 1998; Mosheni *et al.*, 2003; Benyahya *et al.*, 2007; Guillemette *et al.*, 2009). Des modèles non-paramétriques, c'est-à-dire qui ne possèdent aucune structure statistique prédéfinie, peuvent également être utilisés pour prédire la température de l'eau (Bélangier *et al.*, 2005; Chenard et Caissie, 2008). La majorité des modèles statistiques ont été développés et appliqués sur des cours d'eau naturels. Leur performance dans un contexte de rivière aménagée reste à évaluer.

Les modèles statistiques peuvent donc être une alternative aux modèles déterministes dépendamment des besoins de l'utilisateur et des données qui sont à sa disposition.

## **1.4 Questions de recherche, objectifs et pertinence de l'étude**

Ce projet de recherche a été réalisé dans le cadre du réseau HydroNet CRSNG qui a pour objectif de développer les connaissances sur les effets de l'hydroélectricité sur les poissons et leurs habitats. Le réseau vise également à développer de nouveaux outils afin de mieux évaluer, minimiser et atténuer ces effets. La présente étude s'insérerait dans les objectifs d'HydroNet dans la mesure où elle permet une meilleure compréhension de l'impact des barrages sur l'habitat thermique de certaines espèces de poissons tout en proposant deux outils de modélisation à la portée des gestionnaires.

Étant donné la multitude d'outils de modélisation disponibles pour les gestionnaires, ces derniers sont aux prises avec le dilemme du choix de l'outil. Un choix s'impose entre un modèle déterministe, complexe mais flexible, et un modèle statistique, plus simple mais souvent limité dans son applicabilité. Parmi ces derniers, peut-on trouver un outil qui atteint un équilibre permettant d'éviter le fléau de la sur-dimensionnalité (Marimont et Shapiro, 1979), c'est-à-dire limiter le risque d'augmenter indûment les dimensions de l'espace de modélisation en multipliant les paramètres et le nombre de variables en entrée?

Une des approches permettant de répondre partiellement à ces questions consiste à comparer des modèles dans le contexte d'intérêt. Le principal objectif visé par le projet consiste donc à

comparer un modèle déterministe et un modèle statistique dans leur capacité à prédire divers indices thermiques de sections de rivière régulée et non régulée (la rivière Fourchue).

Les objectifs spécifiques du travail sont de:

- calculer différents indices thermiques (sélectionnés entre autres pour leur pertinence dans un contexte de gestion de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*)) à partir de séries chronologiques de température afin de caractériser le régime thermique de sections de rivière régulée et non régulée;
- comparer l'efficacité du modèle statistique développé par Guillemette *et al.* (2009) et du modèle déterministe SNTMP développé par Theurer *et al.* (1984) dans la prédiction des indices thermiques choisis pour les deux tronçons de rivière, soit les tronçons amont et aval du réservoir Morin;
- valider la liste théorique, fournie par la direction régionale du Ministère de Développement Durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP) des espèces ichthyennes potentiellement retrouvées dans la rivière Fourchue;
- évaluer l'impact du barrage Morin sur le régime thermique et approfondir les connaissances sur l'habitat du poisson de la rivière Fourchue.

Ces objectifs se basent sur les hypothèses de recherche suivantes :

- les régimes thermiques des tronçons en amont et en aval de la rivière sont hydrologiquement comparables. Ainsi, le contraste thermique entre les tronçons est principalement imputable à la présence du réservoir et du barrage;
- les modèles sélectionnés sont adaptables au contexte d'un cours d'eau aménagé;
- les indices thermiques sélectionnés permettent une comparaison suffisamment complète de la performance des modèles dans le contexte de gestion des cours d'eau à omble de fontaine.

Le modèle déterministe SNTMP avait été préalablement utilisé sur des rivières à débit contrôlé, ce qui n'était pas le cas pour le modèle basé sur l'approche multivariée de Guillemette *et al.* (2009).

L'évaluation de la capacité d'un modèle statistique à obtenir des prédictions de température en situation de débit contrôlé visait donc à trouver une méthodologie simplifiée tout en s'assurant que la qualité des résultats n'était pas compromise.

L'étude permettait également d'évaluer l'impact du barrage Morin sur le régime thermique de la rivière Fourchue, une rivière abritant diverses espèces de poissons dont l'omble de fontaine et la perchaude (*Perca flavescens*), qui ont un intérêt sportif pour les utilisateurs de la rivière.

## 1.5 Structure du mémoire

Les travaux effectués dans le cadre de cette maîtrise sont présentés sous forme d'un mémoire par article. Le chapitre deux est un résumé en français des travaux complétés, incluant ceux décrits dans l'article intitulé: «Comparison of a deterministic and statistical approach for the prediction of thermal indices in regulated and unregulated river reaches: case study of the Fourchue River (Quebec, Canada)» soumis à la revue «*River Research and Applications*». L'article dans sa version anglaise est présenté dans le chapitre trois.

Le rôle de l'étudiante dans la réalisation du projet a été de planifier et d'effectuer les campagnes de terrain à l'été 2011 et 2012 afin de récolter les intrants nécessaires aux modèles. La candidate a reçu de l'aide technique sur le terrain pour la collecte des données météorologiques, hydrologiques, géomorphologiques et biologiques des stagiaires et étudiants suivants : Sébastien Ouellet-Proulx, Simon Massé, Myriam Samson-Dô et Jean-Baptiste Torterotot. Elle a également procédé à la compilation et à l'extraction des données, à la calibration et à la validation des deux modèles ainsi qu'à la rédaction de l'article et du mémoire.

L'encadrement des travaux a été réalisé par le directeur et les co-directeurs de recherche qui ont orienté les objectifs principaux du projet ainsi que la méthodologie. Ils ont par ailleurs assuré un support technique dans la programmation, l'utilisation des différents logiciels et appareils de mesures, validé les résultats et ont révisé l'article et le présent mémoire.

## **2. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS**

## 2.1 Introduction

L'article porte sur une étude comparative des performances de deux modèles de simulation et/ou de prédiction d'indices thermiques complétée sur deux tronçons de la rivière Fourche, celui en aval étant régulé et celui en amont, non régulé. Plusieurs études ont démontré l'importance de la température dans les processus physiques, biologiques et chimiques se déroulant en milieu aquatique (Ward, 1985; Caissie, 2006; Webb *et al.*, 2008). L'attention est ici surtout portée sur l'importance du régime thermique sur l'habitat de l'omble de fontaine, une espèce présente et exploitée dans les deux tronçons de la rivière à l'étude. Cette espèce est particulièrement intéressante puisque sa zone de tolérance thermique est bien connue, ce qui permet une meilleure évaluation des impacts potentiels de la pollution thermique sur leur cycle de vie (McCormick *et al.*, 1972; Hasnain *et al.* 2010). Conséquemment, les indices thermiques modélisés ont été sélectionnés afin de fournir une information pertinente à ce sujet.

Différentes études portant sur l'impact des barrages sur le régime thermique ont été publiées (Preece et Jones 2002; Steel et Lange 2007; Olden et Naiman, 2010). Les altérations au régime thermique attendues en aval des barrages dépendent de plusieurs facteurs dont le mode d'opération du barrage, la profondeur de la prise d'eau et la position du barrage dans le bassin versant. Ces modifications du régime thermique naturel ont des conséquences sur la faune aquatique présente en aval des barrages. Il y a donc un intérêt à mieux comprendre et à caractériser l'habitat thermique en milieu lotique, en particulier lorsque celui-ci est affecté par la présence d'un barrage.

L'utilisation de statistiques descriptives, telles que les indices thermiques, est une des façons de caractériser le régime thermique et ses variations (Arismendi *et al.*, 2013). Ces indices peuvent décrire les variations temporelles et/ou spatiales selon les besoins des gestionnaires et se calculent à partir de données de température horaires ou journalières. Le choix des indices peut s'effectuer en fonction du type d'altération attendue, des espèces en présence, des échelles spatiale et temporelle pertinentes et de l'intérêt des utilisateurs de la ressource.

Dans le cas présent, le choix des indices s'est fait en fonction des altérations attendues mais aussi en fonction des espèces de poissons dont la présence a été confirmée dans la rivière. En effet, l'identification, même partielle, des espèces en présence permet d'estimer quels seuils de température pourraient nuire à la communauté de poissons.

La collecte des données de température permettant de calculer ces indices peut parfois représenter un défi en l'absence d'un réseau de suivi sur le plan d'eau visé. Dans de telles

situations, une des méthodes disponibles pour pallier aux données manquantes est l'utilisation d'un modèle thermique pouvant générer des séries chronologiques synthétiques de température de l'eau, ou permettant une estimation directe d'indices thermiques. Plusieurs outils de modélisation ont été développés au cours des dernières années et sont à la portée des gestionnaires de rivières. La présente étude s'intéresse particulièrement au modèle statistique développé par Guillemette *et al.* (2009) qui se base sur une approche multivariée appelée analyse de corrélation canonique. Cette approche est comparée à un modèle déterministe fréquemment utilisé dans la simulation de la température dans les rivières naturelles et aménagées appelé SNTMP (Horne *et al.*, 2004; Norton et Bradford, 2009; Voss *et al.*, 2008; Shepard *et al.*, 2009).

## 2.2 Site d'étude

La rivière Fourchue, localisée dans la zone de villégiature forestière de la municipalité de Saint-Alexandre-de-Kamouraska, draine un bassin versant de 261 km<sup>2</sup> et est un affluent de la Rivière-Du-Loup. La rivière Fourchue est régulée par le barrage Morin qui, lors de sa construction en 1943, avait pour objectif de mettre en place un réservoir pour la centrale hydro-électrique de la Rivière-du-Loup, toutefois mise hors service en 1977. Le réservoir, d'une superficie de 6,8 km<sup>2</sup>, a maintenant une vocation récréative de pêche et de plaisance. Le barrage permet également de réguler les débits lors des crues printanières (stalexkamouraska.com, accédé le 31 mars 2014). Selon le Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ, 2008), le niveau d'eau dans le réservoir est maintenu entre 188 m et 195 m au-dessus du niveau de la mer en été. Afin de maintenir ces niveaux, les débits évacués se situent généralement entre 0,06 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> et 4 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Le site d'étude est donc constitué de deux tronçons de la rivière Fourchue, le premier se situant en amont du réservoir Morin et le second en aval (figure 3.1). Ce site a été sélectionné parce que les deux tronçons de rivière sont similaires en termes d'hydraulicité, d'utilisation du territoire, de topographie et de climat. De plus, le site est facilement accessible et une station de jaugeage du CEHQ permet de suivre l'évolution du débit en aval du barrage.

Les données de température pour 2011 proviennent de 18 thermographes (Hobo Pro V2, ± 0.2 °C) déployés de juillet à septembre sur les deux tronçons de la rivière Fourchue, soit 7 répartis sur les 9 km du tronçon amont et 11 répartis sur 5 km du tronçon en aval du barrage. Les données de température de 2012 proviennent de 12 thermographes déployés de juin à septembre, tous situés dans les 8 km en aval du réservoir. En effet, plusieurs des thermographes situés dans le tronçon amont ont été exondés en raison des faibles niveaux

d'eau durant le deuxième été d'échantillonnage. Le tronçon aval a été étendu de 3 km en 2012 pour inclure le ruisseau Carrier, principal tributaire de la rivière Fourchue. Les données ont été enregistrées en continu toutes les 15 minutes.

Un total de 35 indices thermiques, 14 en 2011 et 21 en 2012, ont été calculés à partir des séries chronologiques de température (tableau 2.1).

**Tableau 2.1 : Indices thermiques calculés à partir des séries chronologiques de 2011 et 2012. Les indices thermiques ont été calculés à partir des moyennes journalières.**

<b>Année</b>	<b>Mois</b>	<b>Indice thermique mensuel</b>
2011	juillet, août	moyenne
		maximum
		écart type
		écart moyen
		écart maximal
		degré-jour cumulatif
		nombre de jour au-dessus de 24,9 °C
2012	juin, juillet, août	moyenne
		maximum
		écart type
		écart moyen
		écart maximal
		degré-jour cumulatif
		nombre de jour au-dessus de 24,9 °C

### 2.3 Approche déterministe

Le modèle déterministe créé par Theurer *et al.* (1984) est un modèle de régime permanent qui simule la température le long d'un tronçon longitudinal du cours d'eau, c'est-à-dire qu'il ne tient pas compte des variations transversales de température dans la rivière. Afin de valider la pertinence d'utiliser un modèle à une dimension, quatre thermographes avaient été installés transversalement en 2011 dans le premier segment du tronçon aval. Aucune différence n'avait été observée entre les séries chronologiques de température.

SNTEMP prédit des températures moyennes et maximales en calculant un bilan thermique à l'aide des données météorologiques, hydrologiques et morphologiques relatives au cours d'eau. Pour ce faire, SNTEMP estime les échanges d'énergie entre l'eau et l'environnement. Ce dernier tient compte des gains et des pertes de chaleurs causés par les processus de radiation, d'évaporation, de conduction, de friction et de convection. Les températures moyennes journalières sont estimées en fonction de la distance par rapport au point le plus en amont de la rivière à l'aide d'une équation dans laquelle la température varie mais où le débit est considéré



constant en l'absence d'affluents qui l'augmenterait. Afin d'estimer la radiation solaire qui pénètre dans la rivière, le modèle tient compte de la période de l'année, de la latitude, qui permet de déterminer la longueur du jour, et des conditions météorologiques qui permettent d'estimer l'atténuation de la radiation solaire dans l'atmosphère. De plus, SNTMP utilise des informations sur la végétation riveraine et la topographie afin d'estimer l'atténuation de la radiation solaire dans chaque segment de la rivière. Finalement, les données météorologiques (pression atmosphérique, température de l'air et humidité relative) sont ajustées en fonction de l'altitude.

Puisque ce modèle contient des informations météorologiques ainsi que des intrants sur l'hydrologie et la morphologie du cours d'eau, il peut être utilisé pour prédire les températures moyennes et maximales dans des rivières à débit régulé et non-régulé. Il peut également être utilisé pour estimer les impacts de la déforestation ou de la végétalisation des berges sur le régime thermique ou pour estimer les impacts attendus d'un aménagement dans le cours d'eau (p. ex. canal) (Bartholow, 1995).

La calibration du modèle a été effectuée dans le tronçon aval à l'aide d'une méthode de fragmentation de l'échantillon connue sous le terme anglais de « *split-sample* ». Afin d'avoir une bonne représentation des variations de température au cours de la période d'étude, les deux premières semaines de juin et d'août ont été utilisées pour la calibration. Le modèle possède dix paramètres de calibration qui peuvent être ajustés en fonction des conditions météorologiques au niveau de la rivière (tableau 3.2 présenté à la section 3.5.3). Il s'est avéré que la température de l'air et l'humidité relative étaient les deux facteurs ayant le plus d'influence sur les prédictions de température du modèle. Un facteur de correction de  $-0,5$  °C a été appliqué pour que la température de l'air (mesurée dans un champ près du réservoir) soit plus représentative des conditions réelles sur la rivière. De même, les valeurs d'humidité relative ont été ajustées à la hausse en ajoutant 10 % aux données enregistrées à la station météo. Finalement, la vitesse du vent a été réduite de 15 % par rapport aux données observées.

Le modèle a également été validé dans le tronçon aval pour le mois de juillet 2012. Les simulations de SNTMP ont été comparées aux séries chronologiques de température enregistrées à deux segments dans le tronçon amont et trois dans le tronçon aval. Ces segments sont les nœuds de validation du modèle.

### 2.3.1 Données nécessaires pour le modèle SNTMP

Afin de modéliser les indices thermiques à l'aide du modèle SNTMP, la rivière a été partagée en segments jugés homogènes en termes de vitesse d'écoulement, de largeur et de végétation. Un thermographe a donc été déployé dans chacun de ces segments homogènes. Ces segments sont référés dans le modèle sous l'appellation de nœud. Au total, 14 nœuds différents sont disponibles dans le modèle afin de représenter le réseau à modéliser (présence d'un tributaire, d'une structure, etc.) et leur utilisation dépendra de la taille du site d'étude, de la complexité du système et des données disponibles. Dans le cas de la rivière Fourchue, six nœuds ont été nécessaires pour représenter les tronçons à l'étude (figure 3.2 présentée dans la section). La description des types de nœuds utilisés se trouve dans le tableau 2.2.

**Tableau 2.2 : Description des types de nœuds utilisés pour la composition du réseau de la rivière Fourchue dans le modèle SNTMP.**

Type de nœud	Abréviation	Description
Source	H	Limite amont du cours d'eau principal et des tributaires ayant un débit nul ou connu
Structure	S	Condition limite marquée par le réservoir où le débit et la température sont définis par l'utilisateur
Changement	C	Extrémité amont d'une section ayant de nouvelles propriétés hydrauliques ou des changements dans la végétation
Validation	V	Nœuds où la température est connue et peut être comparée aux simulations
Charge ponctuelle	P	Nœud où une charge ponctuelle se déverse dans la rivière avec une température connue
Fin	E	Le nœud le plus en aval marquant la fin du réseau

Les données météorologiques nécessaires au modèle SNTMP, soit la température de l'air, l'humidité relative, la vitesse du vent, la radiation solaire ainsi que le couvert nuageux ont été mesurées à chaque heure à l'aide d'une station météo installée à 100 m au nord-est du réservoir. La température de l'air ( $\pm 0,1^\circ\text{C}$ ) et l'humidité relative ( $\pm 0,8\%$ ) ont été mesurées à l'aide d'une sonde Rotronic HygroClip2 (HC2-S3-L). La vitesse du vent a été mesurée avec un moniteur de vent R.M. Young (05103-10  $\pm 0,3$  m/s). Un pyranomètre Kipp and Zonen (SP-LITE-L,  $\pm 10 \mu\text{V W}^{-1} \text{m}^2$ ) a permis de mesurer la radiation solaire.

La radiation solaire a été utilisée afin d'estimer le pourcentage de soleil visible (un substitut au couvert nuageux) à l'aide de l'algorithme de Reifsnnyder et Lull (1965) (équation 2, présentée à la section 3.4.1).

Des courbes de tarages ont été réalisées pour les deux tronçons de rivière ainsi que pour le tributaire, le ruisseau Carrier. Pour ce faire, les niveaux d'eau journaliers ont été mesurés à l'aide d'une jauge à niveau (Hobo U20) et plusieurs mesures de débits ont été effectuées à l'aide d'un vélocimètre portable (Marsh McBirney flo-mate 2000) dans un intervalle de 1,2 et 3,8  $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  dans la section avale, 0,1 et 2,5  $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  dans la section amont et entre 0 and 0,5  $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$  dans le tributaire.

De plus, des données sur la morphologie du cours d'eau ont été mesurées dans chacun des segments homogènes.

L'altitude de chaque segment a été obtenue à l'aide d'un altimètre baromètre Novalynx (230-M202,  $\pm 3$  m) préalablement calibré à partir de la station hydrométrique du CEHQ dont l'altitude est connue.

Afin de caractériser la composition du substrat dans chaque segment, 100 particules sélectionnées aléatoirement ont été mesurées. Une courbe de fréquences cumulées générée à partir de ces mesures a permis d'estimer le diamètre médian des particules ( $D_{50}$ ). Le diamètre médian permet de calculer le coefficient de rugosité de Manning ( $n$ ) nécessaire au modèle SNTMP à l'aide de l'équation 3 (présentée à la section 3.4.3).

Finalement, une des composantes du modèle SNTMP consiste à estimer l'ombre causée par la végétation riveraine en calculant un facteur d'atténuation de la radiation solaire. Pour ce faire, des informations sur la végétation riveraine et la topographie ont été nécessaires. La hauteur moyenne des arbres, le diamètre de la canopée ainsi que la distance entre la végétation et la rive ont été estimés à partir des observations de terrain. Les angles d'horizon des deux côtés de la rivière ont été mesurés avec un clinomètre. Ces angles sont utilisés par le modèle pour calculer les heures locales de lever et de coucher du soleil. La largeur du cours d'eau en fonction des débits, qui est également nécessaire afin de calculer le facteur d'atténuation, a également été obtenue à partir de mesures sur le terrain.

## 2.4 Approche statistique

L'approche statistique est basée sur une méthode qui consiste à utiliser plusieurs variables explicatives physiographiques pour construire un espace d'interpolation de moindre dimension et mieux adapté à l'estimation de la température de l'eau (Guillemette *et al.* 2009). L'analyse en

composantes principales (ACP) et l'analyse des corrélations canoniques (ACC) sont deux approches multivariées qui permettent la construction d'un tel espace d'interpolation (Chokmani et Ouarda, 2004). Dans la présente étude, les deux approches ont été appliquées mais celles-ci n'ont pas montré d'écart de performance; l'ACC a donc été préférée puisque l'étude de Guillemette *et al.* (2009) a démontré une meilleure performance de l'ACC tout en utilisant moins de variables physiographiques comparativement à l'ACP.

L'algorithme de l'ACC vise à maximiser la corrélation entre deux groupes de données. Dans le cas présent, les deux groupes consistent en un premier ensemble de variables physiographiques contenant les indices thermiques et un deuxième ensemble contenant les quatre métriques physiographiques retenues, c'est-à-dire l'altitude, la distance au barrage, l'ordre de Strahler (qui permet de quantifier l'importance de la ramification d'une rivière) et la densité de végétation (tableau 2.3). Une explication détaillée sur la sélection des métriques physiographiques est présentée dans la section suivante (section 2.4.1).

Ces deux ensembles de données sont regroupés en matrices X (indices thermiques) et Y (métriques physiographiques). L'ACC produit les combinaisons linéaires U des éléments de la matrice X qui sont les plus corrélées aux combinaisons linéaires V des éléments de la matrice Y (équation 6, présentée à la section 3.5.4). Ces combinaisons linéaires sont appelées les variables canoniques et permettent de maximiser le coefficient canonique des corrélations, donné par l'équation (1) :

$$r_{U,V} = \frac{a'S_{12}b}{\sqrt{a'S_{11}a}\sqrt{b'S_{22}b}} \quad (1)$$

Dans cette équation, a et b représentent les vecteurs des coefficients canoniques associés respectivement à la première et à la deuxième matrice de variables (X et Y). Par ailleurs, S<sub>12</sub>, S<sub>11</sub> et S<sub>22</sub> représentent les matrices de covariance pour ces mêmes ensembles de variables.

Des espaces cartésiens peuvent alors être décrits par les deux premiers vecteurs V1 et V2 des variables canoniques physiographiques et il devient possible de projeter les indices thermiques observés dans l'espace V1-V2 et de procéder à une interpolation dans cet espace. Dans un premier temps, une technique d'interpolation connue sous le nom de krigeage a été utilisée. Cette approche géostatistique permet de quantifier la structure de corrélation spatiale entre les stations en fonction des distances entre elles. Il s'est toutefois avéré qu'une régression linéaire

multiple menait à des résultats similaires à ceux obtenus à l'aide du krigeage. Dans l'optique de simplifier le modèle, cette dernière méthode a été privilégiée. Deux techniques de validation ont été utilisées afin d'évaluer les performances du modèle statistique, soit une validation croisée, utilisant une méthode de ré-échantillonnage appelée *jackknife*, et la méthode de fragmentation de l'échantillon *split-sample* mentionnée précédemment.

La performance des deux modèles a été évaluée en utilisant deux critères d'évaluation, soit le biais (BIAS) (équation 4, présentée à la section 3.5.3) et la racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) (équation 5, présentée à la section 3.5.3). Ces deux critères sont appliqués aux résultats obtenus à partir du *jackknife*, du *split-sample* et de SNTMP. Les modèles ont par la suite été comparés sur la base des résultats obtenus à l'aide de ces deux critères d'évaluation.

#### 2.4.1 Données nécessaires au modèle statistique

Diverses variables explicatives, traduisant la physiographie du territoire, ont été retenues dans cette étude pour expliquer la variabilité thermique entre les segments homogènes. Au total, 14 métriques ont été retenues pour leur influence potentielle sur la signature thermique des segments de rivière durant la période d'étude (tableau 2.3).

**Tableau 2.3 : Variables physiographiques caractérisant les segments homogènes de la rivière Fourchue. Les variables retenues pour expliquer la signature thermique des segments sont en caractères gras.**

Métrique	Unité	Acquisition
Latitude	UTM	<i>In situ</i>
Longitude	UTM	<i>In situ</i>
<b>Altitude</b>	m	<i>In situ</i>
Distance du lac le plus près	m	SIG
Distance du tributaire le plus près	m	SIG
<b>Distance du barrage</b>	m	SIG
Coefficient de rugosité de Manning ( <i>n</i> )	-	<i>In situ</i>
Azimut de la station	rad	SIG
Pente	m	SIG
Hauteur moyenne de la végétation	m	<i>In situ</i>
Largeur moyenne de la canopée	m	<i>In situ</i>
Distance moyenne entre la végétation et la rive	m	<i>In situ</i>
<b>Densité de la végétation</b>	%	<i>In situ</i>
<b>Ordre de Strahler</b>	-	SIG

Ces données ont été extraites à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) ou mesurées *in situ*. De ces 14 métriques, seulement quatre ont été nécessaires pour représenter adéquatement les variations du régime thermique entre les segments puisque celles-ci étaient fortement corrélées avec la température de l'eau. Ces quatre métriques sont la distance par rapport au barrage, l'ordre de Stralher, l'altitude et la densité de la végétation. Aucune donnée météorologique n'a été utilisée puisque les variations météorologiques entre les segments sont négligeables.

## 2.5 Données biologiques

Afin d'avoir un portrait général des espèces de poissons qui se retrouvent dans les tronçons de la rivière à l'étude, un échantillonnage visuel a été effectué. Le décompte visuel ainsi que l'identification des poissons ont été réalisés par deux plongeurs en apnée. Les décomptes ont été effectués de l'aval vers l'amont dans une parcelle de 5 m x 30 m, chaque plongeur couvrant une largeur d'environ 2,5 m de largeur. La progression de l'aval vers l'amont a été effectuée très lentement afin d'éviter de perturber la distribution des poissons, ce qui aurait pu entraîner des erreurs de comptage. De plus, les plongeurs ont communiqué entre eux tout au long de l'échantillonnage pour éviter les doublons dans le décompte des observations. Au total, dix parcelles ont été échantillonnées dans chaque tronçon de rivière, du 30 juillet au 3 août 2012. Les conditions météorologiques, qui influencent la visibilité, était semblables tout au long de l'échantillonnage.

De plus, trois parcelles de même taille en amont (2012) et en aval (2011) ont été échantillonnées à l'aide d'une pêcheuse électrique. Cet échantillonnage a permis de valider les observations en apnée par l'identification des espèces plus difficilement identifiables en apnée comme les cyprinidés et les gastérostéidés.

## 2.6 Résultats

Au total, 35 indices thermiques ont été calculés à partir des séries chronologiques de température de 2011 et 2012. Les résultats de 8 des 35 indices thermiques sont présentés à la figure 2.1 puisqu'ils représentent bien les différences entre le régime thermique en amont et en aval du réservoir Morin. Tous les indices ont été prédits à l'aide du modèle statistique et 28 ont été prédits à l'aide du modèle SNTMP. Cette différence s'explique par le manque de données météorologiques pour le mois de juillet 2011 rendant impossible l'utilisation de SNTMP pour

calculer les indices durant cette période. Les performances des deux modèles ont donc été comparées pour ces 28 indices calculés pour les mois d'août 2011 et 2012 ainsi que juin et juillet 2012.

### **2.6.1 Indices thermiques**

Les températures moyennes et maximales d'août 2012 étaient plus élevées qu'en 2011 en raison d'un été plus chaud et sec. Les températures moyennes sont plus élevées en aval du barrage Morin que dans le tronçon amont de la rivière pour le mois d'août 2011 avec une température supérieure d'environ 2,5 °C dans le tronçon aval (figure 2.1). Celui-ci atteint des températures maximales plus élevées mais seulement pour les 4 stations d'enregistrement les plus en aval. Les stations situées à proximité du barrage atteignent des températures maximales inférieures d'environ 1°C aux stations les plus en aval du tronçon amont. Il y a peu de variations des écarts journaliers moyens et maximaux entre les stations du tronçon en amont du barrage. Ceux-ci se situent entre 2,2 et 2,3 °C et entre 3,7 et 4,0 °C respectivement. Toutefois, les différences entre les stations sont beaucoup plus marquées dans le tronçon aval. L'écart moyen directement en aval du barrage, en août 2011 et 2012, est faible (1,1°C et 0,4°C, respectivement) et devient de plus en plus important aux stations situées plus en aval pour atteindre 5,9 °C en 2011 et 5,5 °C en 2012.

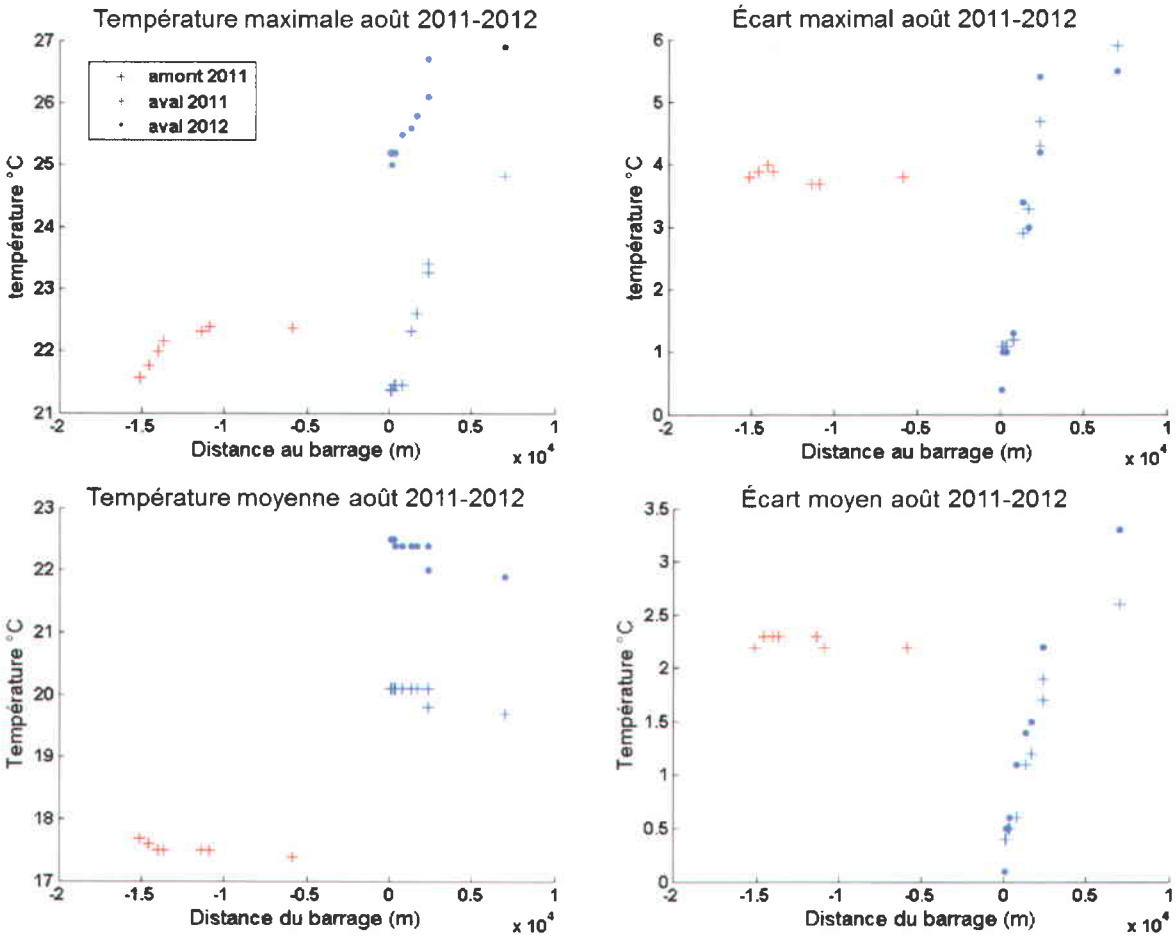


Figure 2.1 : Températures mensuelles moyennes et maximales ainsi que les écarts journaliers moyens et maximaux d'août 2011 et 2012 pour les tronçons amont et aval de la rivière Fourchue.

## 2.6.2 Modélisation déterministe et statistique

Les résultats présentés dans l'article sont ceux obtenus pour les mois d'août 2011 et 2012, puisque c'est généralement le mois le plus chaud de l'année et c'est donc à cette période que la faune ichthyenne risque d'être affectée par les hautes températures. De plus, ces deux mois ont été très différents en termes de température de l'air et de précipitations, donnant ainsi un bon aperçu des variations climatiques pouvant être attendues à cette période de l'année dans la région d'étude. Les résultats des mois d'août 2011 et 2012 sont présentés sous forme de graphiques aux figures 3.4 à 3.7 et les données pour juin et juillet 2012 sont présentées aux figures 2.2 à 2.5.



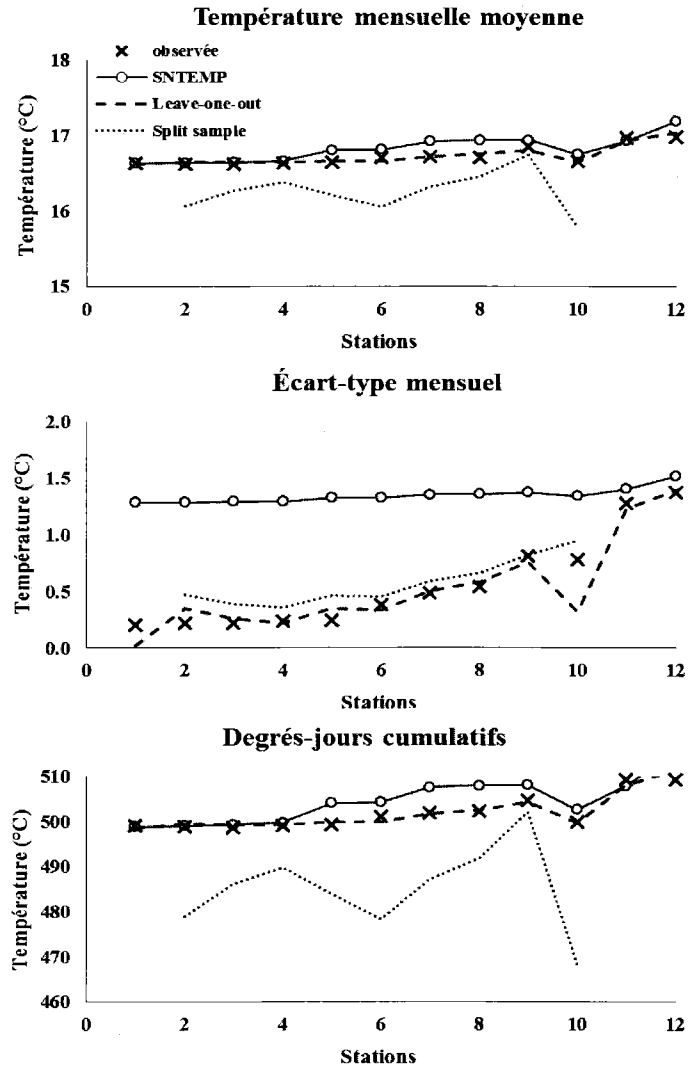


Figure 2.2 : Température mensuelle moyenne, écart-type mensuel et degrés-jours cumulatifs de juin 2012 observés et simulés avec SNTemp et les modes *leave-one-out* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.

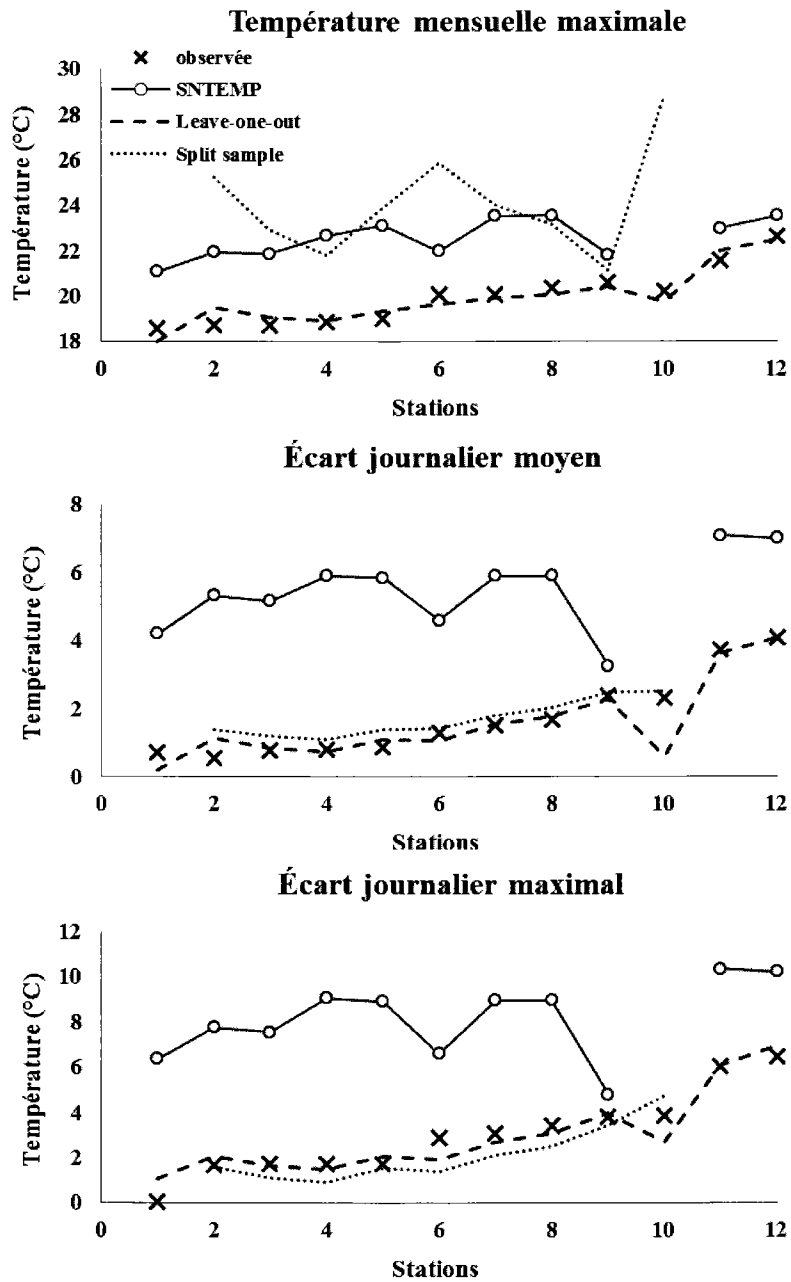


Figure 2.3 : Température mensuelle maximale et écart journalier moyen et maximal de juin 2012 observés et simulés avec SNTemp et les modes *leave-one-out* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.

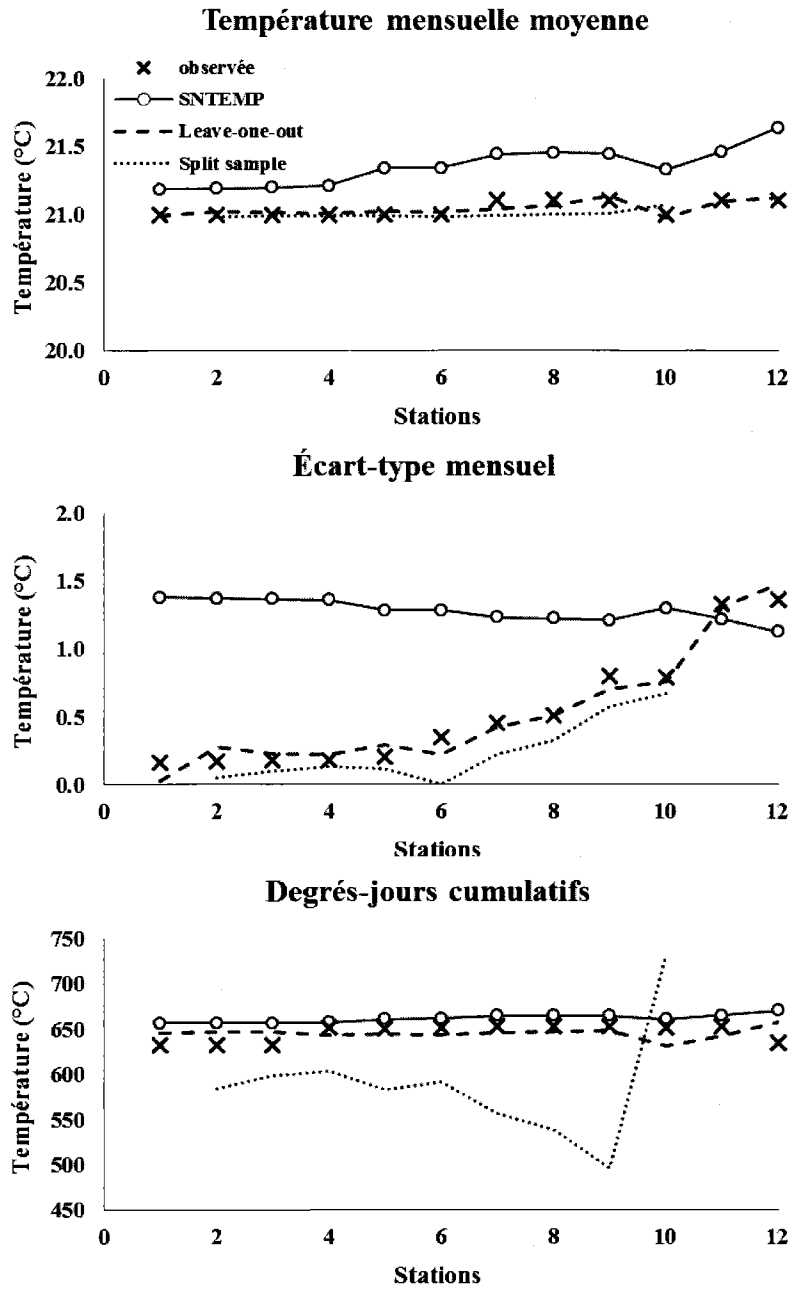


Figure 2.4 : Température mensuelle moyenne, écart-type mensuel et degrés-jours cumulatifs de juillet 2012 observés et simulés avec SNTEMP et les modes *leave-one-out* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.

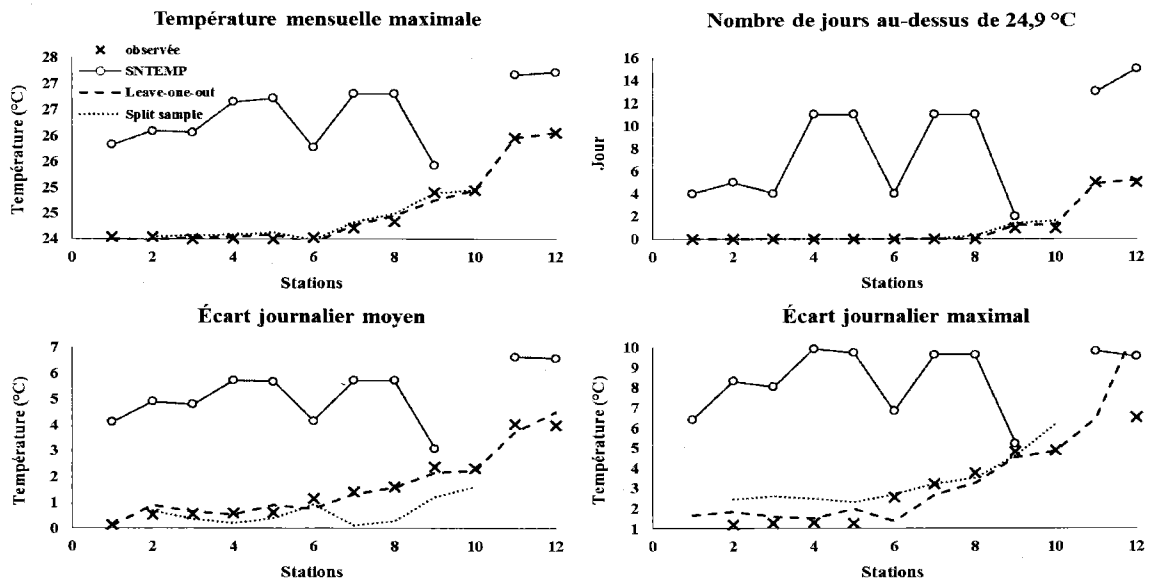


Figure 2.5 : Température mensuelle maximale, écart journalier moyen et maximal et nombre de jours avec des températures au-delà de 24,9 °C pour juillet 2012 observés et simulés avec SNTEMP et les modes *leave-one-out* et *split-sample* du modèle statistique. Les stations 1 à 12 vont de l'amont vers l'aval.

### 2.6.3 Performance du modèle déterministe

Parmi les 28 indices thermiques prédits à l'aide du modèle SNTEMP, 12 indices ont été calculés à partir des températures moyennes et 16 à partir des températures maximales. Les résultats compilés des critères d'évaluation (RMSE et BIAS) pour chaque modèle se retrouvent dans le tableau 2.4. Selon les critères d'évaluation choisis, SNTEMP a simulé les températures moyennes avec précision obtenant des RMSE entre 0,1 et 0,3°C et des biais nuls. Les degrés-jours cumulatifs ont également été simulés efficacement avec des RMSE entre 2,9 et 18,3 °C-jours, ce qui est une marge d'erreur acceptable pour cet indice qui varie selon les mois entre 499 et 697 °C-jours. Le biais est également nul pour cet indice. Parmi les indices calculés avec les températures moyennes, l'écart-type mensuel est celui qui est le moins bien simulé. Les RMSE se situent entre 0,9 et 1,9 °C et les biais se situent entre 0,5 et 4,3 °C, ce qui est élevé puisque les valeurs observées d'écart-type mensuel se situent entre 0,2 et 1,9 °C.

Les 16 indices thermiques calculés à partir des températures maximales se sont avérés moins près des valeurs réelles. Des RMSE se situant entre 2,0 et 2,8 °C ont été obtenues pour les prédictions des températures maximales mensuelles. Ces résultats sont toutefois très peu biaisés puisque le critère BIAS ne dépasse pas 0,1 °C. Ce n'est pas le cas pour les écarts moyens et maximaux qui sont parmi les indices les plus biaisés avec des biais entre 2,4 et 13,4 °C. La marge d'erreur attendue pour ces indices, représentée par le RMSE, est également

élevée puisqu'elle se situe entre 3,0 et 5,3 °C. Finalement, le nombre de jour au-dessus de 24,9 °C, température sensible pour l'omble de fontaine, est difficilement simulé avec SNTMP. Seul le mois de juin 2012, où aucune température au-dessus du seuil choisi n'a été enregistrée, a été simulé adéquatement. Les RMSE pour les autres mois se situent entre 1,2 jours pour le mois d'août 2011, où la température maximale atteinte était sous le seuil de 24,9 °C, à 8,7 jours pour le mois d'août 2012.

**Tableau 2.4 Performance des modèles selon les deux critères d'évaluation choisis, le RMSE et le BIAS, dans l'estimation des indices thermiques.**

Année	Mois	Indice	Approche déterministe		Approche statistique			
			RMSE	BIAS	Validation Leave-one-out		Validation Split-sample	
					RMSE	BIAS	RMSE	BIAS
2011	Juillet	Moyenne (°C)			0.1	0.0	0.1	0.0
		Maximum (°C)			0.5	0.0	0.7	0.0
		Écart type (°C)			0.1	0.0	0.1	0.0
		Écart moyen (°C)	nd	nd	0.7	-0.2	0.9	0.3
		Écart maximal (°C)			1.2	-0.1	1.5	0.2
		Degré-jour cumulatif (°C-jours)			13.7	0.0	14.1	0.0
		Jour au-dessus de 24,9 °C						
	Août	Moyenne (°C)	0.2	0.0	0.4	0.0	0.3	0.0
		Maximum (°C)	0.8	0.0	2.5	0.1	0.7	0.0
		Écart type (°C)	1.0	0.5	0.2	0.0	0.2	0.0
		Écart moyen (°C)	4.1	4.7	0.5	-0.3	0.6	0.2
		Écart maximal (°C)	4.9	2.4	1.1	-0.2	1.4	0.2
		Degré-jour cumulatif (°C-jours)	5.0	0.0	11.5	0.0	9.4	0.0
		Jour au-dessus de 24,9 °C	1.2	nd	0.0	nd	0.0	nd
2012	Juin	Moyenne (°C)	0.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0
		Maximum (°C)	2.8	0.1	0.4	0.0	5.0	-0.2
		Écart type (°C)	0.9	2.6	0.2	0.0	0.2	-0.5
		Écart moyen (°C)	4.0	3.8	0.6	0.0	0.4	-0.4
		Écart maximal (°C)	5.5	13.4	0.6	-1.7	0.8	0.2
		Degré-jour cumulatif (°C-jours)	3.6	0.0	0.8	0.0	17.4	0.0
		Jour au-dessus de 24,9 °C	0.0	nd	0.0	nd	0.0	nd
	Juillet	Moyenne (°C)	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
		Maximum (°C)	2.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0
		Écart type (°C)	0.9	3.3	0.1	0.0	0.2	0.5
		Écart moyen (°C)	3.7	6.0	0.3	0.0	1.3	1.3
		Écart maximal (°C)	5.9	3.7	1.9	-0.2	0.9	0.5
		Degré-jour cumulatif (°C-jours)	18.3	0.0	87.0	0.1	12.7	0.0
		Jour au-dessus de 24,9 °C	7.8	nd	0.1	nd	0.2	nd
Août	Moyenne (°C)	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	
	Maximum (°C)	2.2	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	
	Écart type (°C)	1.9	4.3	0.3	0.0	0.3	-0.6	
	Écart moyen (°C)	3.0	6.7	0.3	-0.4	0.6	-0.1	
	Écart maximal (°C)	4.3	3.5	0.6	-0.1	1.8	-1.0	
	Degré-jour cumulatif (°C-jours)	2.9	0.0	0.6	0.0	22.8	0.0	
	Jour au-dessus de 24,9 °C	8.7	4.8	0.5	0.0	0.9	-0.4	

#### **2.6.4 Performance du modèle statistique**

Contrairement au modèle déterministe, l'approche statistique n'a pas montré de grandes différences de précision entre les différents indices simulés. Les températures moyennes et maximales mensuelles ainsi que l'écart-type et le nombre de jours au-dessus de 24,9 °C ont été simulés avec précision, quelle que soit la méthode de validation (*jackknife* ou *split-sample*). Les RMSE se situaient entre 0,0 et 0,9 °C et un biais faible entre 0,0 et 0,6 °C est observé. Les écarts moyens et maximaux, qui sont les indices les moins bien simulés avec SNTEMP, l'ont été plus adéquatement d'après les deux méthodes de validation de l'approche statistique. Les RMSE pour les deux méthodes se retrouvent entre 0,3 et 1,9 °C et les biais sont plus faibles que 1 °C, à l'exception de celui pour l'écart maximal de juin 2012 qui se situe à -1,7 °C. Finalement, aucun biais n'est associé à la prédiction des degrés-jours cumulatifs mais la précision est variable, allant d'un RMSE de 0,6 à 87,0 °C-jours.

Au final, SNTEMP a permis d'obtenir des résultats semblables ou plus précis que le modèle statistique (voir Section 2.6.3) pour la simulation de 7 des 28 indices thermiques, tous basés sur la température moyenne.

#### **2.6.5 Données biologiques**

Les décomptes visuels ainsi que l'échantillonnage par pêche électrique ont permis d'identifier neuf des quatorze espèces mentionnées par le MDDEFP (tableau 2.5).

Tableau 2.5 : Espèces potentiellement présentes dans les bassins versants des rivières Fourchue et Du Loup selon le MDDEFP (Sébastien Ross, communication personnelle, 11 mai 2011) et les espèces observées sur le terrain.

Espèces de poissons potentiellement présentes	Famille	Validation terrain
Anguille d'Amérique ( <i>Aguilla rostrata</i> )	<i>Anguillidae</i>	-
Meunier noir ( <i>Catostomus commersoni</i> )	<i>Catostomidae</i>	amont
Méné à nageoires rouges ( <i>Luxilus cornutus</i> )	<i>Cyprinidae</i>	amont/aval
Mulet perlé ( <i>Margariscus margarita</i> )	<i>Cyprinidae</i>	amont/aval
Ventre-rouge du Nord ( <i>Phoxinus eos</i> )	<i>Cyprinidae</i>	amont/aval
Naseux noir ( <i>Rhinichthys atratulus</i> )	<i>Cyprinidae</i>	amont/aval
Ventre citron ( <i>Phoxinus neogaeus</i> )	<i>Cyprinidae</i>	-
Mulet à cornes ( <i>Semotilus atromaculatus</i> )	<i>Cyprinidae</i>	amont/aval
Épinoche à cinq épines ( <i>Culaea inconstans</i> )	<i>Gasterosteidae</i>	amont/aval
Tête-de-boule ( <i>Pimephales promelas</i> )	<i>Cyprinidae</i>	-
Omble de fontaine ( <i>Salvelinus fontinalis</i> )	<i>Salmonidae</i>	amont/aval
Ouitouche ( <i>Semotilus corporalis</i> )	<i>Cyprinidae</i>	-
Perchaude ( <i>Perca flavescens</i> )	<i>Percidae</i>	amont/aval
Umbre de vase ( <i>Umbra limi</i> )	<i>Umbridae</i>	-

Le meunier noir a été retrouvé seulement dans la partie amont alors que la perchaude était retrouvée en plus grande abondance dans le tronçon aval (187 individus en aval contre 3 en amont). Les cyprinidés et les gastérostéiformes étaient les familles les plus représentées dans les deux tronçons de la rivière. Il est important de mentionner que l'absence de validation terrain ne signifie pas qu'une espèce est absente du système.

## 2.7 Discussion

### 2.7.1 Régime thermique et faune ichthyenne

L'une des méthodes pour définir la sensibilité d'une espèce de poisson à la température consiste à établir son seuil de tolérance thermique ainsi que les limites inférieure et supérieure au-delà desquelles 50% de la population ne peut survivre pour une période de temps déterminée. Parmi les espèces dont la présence a été confirmée dans la rivière Fourchue, l'omble de fontaine est celle qui est la plus susceptible d'être affectée par les températures. En effet, le seuil de tolérance thermique de l'omble de fontaine est celui ayant la limite supérieure la plus basse (24,9 °C), ce qui veut dire qu'elle est l'espèce la plus sensible aux hautes températures dans la rivière Fourchue (Hasnain *et al.*, 2010). Les séries chronologiques de température des mois de juillet et d'août de 2011 montrent que les températures moyennes en



aval du barrage sont plus élevées que celles en amont. Cela s'explique par la faible profondeur du réservoir, ce qui ne permet probablement pas à la colonne d'eau de se stratifier. Une tentative de vérification de cette hypothèse a été faite à l'été 2011. Une chaîne de thermographes a été déployée dans le réservoir. Cependant, les instruments ont été perdus. Les températures maximales sont toutefois plus faibles en aval du barrage en raison de l'effet tampon exercé par le réservoir. Les températures maximales mensuelles les plus élevées se retrouvent dans la partie la plus aval du tronçon aval. Cela s'explique entre autres par l'accumulation d'énergie par l'eau au cours de son trajet et par le fait qu'on passe d'un milieu forestier à un milieu agricole. C'est ce même effet tampon exercé par le réservoir qui explique les faibles écarts moyens et maximaux aux stations qui se situent en aval, à proximité du barrage Morin. Puisque le seul apport d'eau provient du réservoir et que celui-ci subit peu de variations journalières, en raison de son important volume, les stations près du barrage subissent elles aussi peu de variations. L'accumulation d'énergie par l'eau, la diminution de la végétation et la présence du tributaire expliquent les différences observées entre les stations en fonction de leur distance par rapport au barrage.

Bien que le seuil de tolérance thermique de l'omble de fontaine ne soit que rarement atteint, les températures moyennes plus élevées en aval du barrage créent un habitat moins favorable pour cette espèce; son habitat thermique préférentiel ainsi que sa température de croissance optimale se situent en effet à 14,8 °C et 14,2 °C, respectivement (Hasnain *et al.*, 2010).

### **2.7.2 Performances des modèles statistique et déterministe**

Le modèle SNTMP a démontré son efficacité pour la prédiction des températures moyennes mais celui-ci est beaucoup moins efficace dans les prédictions des températures maximales et donc des indices thermiques calculés à partir de celles-ci. Cela s'explique par le fait que le calcul des maximums est basé sur une méthode empirique. Theurer *et al.* (1984) ont développé une méthode permettant d'estimer les températures moyennes de l'air en après-midi, ce qui est le facteur le plus important pour estimer les températures maximales journalières. Un coefficient de régression a été déterminé pour des conditions météorologiques normales, basé sur des données historiques acquises à 16 stations météorologiques réparties aux États-Unis. Ces estimations ne sont toutefois pas représentatives du site d'étude, ce qui entraîne une importante marge d'erreur. De plus, puisque le modèle ne simule pas directement les températures minimales journalières, celles-ci doivent être déduites en utilisant les températures moyennes et maximales journalières. Puisque les températures maximales sont peu précises, il en est de

même pour les températures minimales. Cela explique donc la faible précision et les biais associés aux prédictions des écarts moyens et maximaux journaliers observés ainsi que pour les indices thermiques calculés à partir des températures maximales estimées par SNTMP.

La présence du barrage à la tête du tronçon aval influence également la précision des températures maximales simulées. En effet, SNTMP estime les températures maximales en étendant les conditions du segment en amont « indéfiniment » afin de simuler les conditions dans lesquelles l'eau s'est déplacée entre midi (représentant la température moyenne journalière) et le coucher du soleil (représentant la température maximale journalière) avant d'atteindre le segment en question. Il ne tient donc pas compte du réservoir et considère que les conditions du premier segment du tronçon représentent les conditions amont dans lesquelles l'eau circule avant son arrivée dans le tronçon, ce qui fausse les estimations. Lorsque le RMSE est calculé séparément pour le tronçon amont et aval en août 2011, les résultats indiquent que les températures maximales calculées en amont sont plus près des valeurs réelles. En effet, le tronçon amont montre un RMSE de 1,4 °C, contre 3,1 °C pour le tronçon aval.

Cette contrainte pourrait être partiellement corrigée en utilisant le modèle Stream Segment Temperature model (SSTEMP) développé par Bartholow (2002), qui permet d'entrer une température maximale au segment où se situe le barrage. Contrairement à SNTMP, le modèle SSTEMP s'applique sur chaque segment de rivières et est recalibré pour chaque pas de temps, ce qui ne permet pas le calcul d'indices thermiques (Bartholow, 2002). Cependant, SSTEMP ne permet pas de simulation de séries chronologiques basées sur un seul jeu de paramètres. Cette solution n'a donc pas été retenue dans le cas présent mais pourrait servir pour une étude à plus petite échelle.

L'approche statistique a généralement montré de meilleurs résultats que SNTMP dans l'estimation des indices thermiques. Toutefois, lors du développement du modèle statistique, des séries chronologiques de températures observées pour chaque tronçon ont été utilisées, alors que SNTMP ne nécessite les moyennes journalières qu'aux nœuds de validation et aux segments en tête des tronçons (nœuds H ou S). La mesure de ces données peut s'avérer contraignante. Cependant, il s'est avéré que seules les températures aux segments situés aux extrêmes complètement en aval et en amont du système étaient nécessaires pour garder une précision acceptable pour le modèle statistique : avec le *split-sample*, le nombre de stations de validation a été réduit progressivement afin d'obtenir un nombre plus restreint de stations sans perdre trop de précision. Au final, SNTMP nécessitait six stations où la température était connue en 2011 et quatre en 2012 pour obtenir des résultats satisfaisants pour une majorité

d'indices. L'approche statistique peut donc être utilisée avec moins de points d'enregistrement que SNTMP sans compromettre la qualité des résultats.

L'un des avantages de SNTMP réside dans sa capacité à évaluer facilement l'impact de différents scénarios tels qu'une baisse ou une augmentation du débit relâché au barrage, ce qui ne peut pas être effectué avec l'approche statistique dans la mesure où le débit n'est pas un intrant au modèle.

L'approche statistique est quant à elle simplifiée par le fait qu'elle ne nécessite pas de données météorologiques puisque les conditions ne changent pas suffisamment à travers le site d'étude. De plus, seulement quatre métriques permettent d'expliquer adéquatement le régime thermique, ce qui en fait un modèle simple d'utilisation et peu coûteux.

**Comparaison de modèles thermiques statistique et déterministe pour l'estimation d'indices thermiques sur les portions aménagées et naturelles de la rivière Fourchue: Article**

### **3. ARTICLE**

**Comparison of a deterministic and statistical approach for the prediction of thermal indices in regulated and unregulated river reaches: case study of the Fourchue River (Québec, Canada).**

By

Laurie Beaupré<sup>1\*</sup>

André St-Hilaire<sup>1,2</sup>

Anik Daigle<sup>1,3</sup>

Normand Bergeron<sup>1,2</sup>

<sup>1.</sup> INRS-ETE, Université du Québec,  
490 de la Couronne, Québec, G1K 9A9, Canada

<sup>2.</sup> Centre interuniversitaire de recherche sur le saumon Atlantique  
Sacré-Coeur, Québec

<sup>3.</sup> Cégep Garneau, 1660 Boul. De l'Entente, Québec, G1S 4S3

Manuscript to be submitted to:

River Research and Applications

12 April 2014

\* Corresponding author: email: [laurie.beaupre@ete.inrs.ca](mailto:laurie.beaupre@ete.inrs.ca)

### 3.1 Résumé en français

La température de l'eau est un facteur important qui modifie les patrons de distribution ainsi que l'abondance des communautés de poissons en rivière et ceci est particulièrement vrai dans le cas des salmonidés. Sachant que les barrages modifient le régime thermique des rivières, la compréhension de ces changements est primordiale pour gérer efficacement l'habitat du poisson. Le projet a pour objectif d'approfondir les connaissances de l'impact des barrages sur le régime thermique des rivières en eau libre. Pour ce faire, un modèle déterministe (SNTEMP) ainsi qu'un modèle statistique basé sur l'analyse des corrélations canoniques, ont été calés sur la rivière Fourchue (St-Alexandre-de-Kamouraska, Québec), en amont ainsi qu'en aval du réservoir Morin. Le modèle déterministe permet de simuler les chroniques de températures moyennes journalières de l'eau à partir d'intrants météorologiques et du débit. Le modèle statistique estime directement différents indices de température (statistiques descriptives du régime thermique). Les deux modèles ont été comparés sur la base de leur efficacité dans l'estimation d'indices de température tels que les températures moyennes et maximales mensuelles, qui sont des paramètres importants pour comprendre la distribution et la croissance de l'ichtyofaune. Pour ce faire, 18 thermographes ont été installés dans les deux sections de rivière pour la période estivale de 2011 et 12 thermographes dans la section aval en 2012 afin de caractériser le régime thermique et de caler les modèles. Le modèle statistique s'est montré plus efficace que SNTEMP pour estimer une majorité des indices thermiques sélectionnés, plus particulièrement pour les variations journalières moyennes et maximales avec un RMSE de 4,1°C et 4,9 °C respectivement pour SNTEMP comparativement à 0,5°C et 1,1 °C pour le *jackknife* et 0,6 °C and 1,4 °C pour le *split-sample*, qui sont les modes de validations du modèle statistique.

### 3.2 Abstract

Water temperature is an important factor modifying fish distribution patterns and community abundance in streams and this is especially true for salmonids. Knowing that dams often modify the thermal regime of rivers, understanding these changes is of crucial importance for fish habitat management. This study aims to improve knowledge about the impact of dams on the thermal regime of rivers during the ice-free season and to assess the relative efficiency of two modelling tools used to predict water temperatures downstream of dams. A deterministic model (SNTEMP) and a statistical model based on a canonical correlation analysis were calibrated on the Fourchue River (St-Alexandre-de-Kamouraska, Québec, Canada) upstream and downstream of a dam reservoir. SNTEMP was used to simulate mean water temperatures time series using meteorological inputs and discharge. The statistical model was used to directly estimate thermal indices (descriptive statistics of the thermal regime). The two models were compared based on their efficiency to estimate thermal indices such as mean and maximum monthly water temperatures and other parameters of importance in the understanding of the distribution and growth of ichthyofauna. Water temperature data was monitored at 18 locations in the Fourchue River during the summers of 2011 and 12 locations in 2012 to describe the thermal regime and calibrate the models. The statistical model achieved better results than SNTEMP in estimating most of the thermal indices, especially the mean and maximum daily ranges with RMSEs of 4.1 °C and 4.9 °C respectively for SNTEMP as compared to 0.5 °C and 1.1 °C for the leave-one-out mode and 0.6 °C and 1.4 °C for the split-sample mode for the statistical model.

**KEYWORDS:** modeling, temperature, river, SNTEMP, multivariate, geostatistical

### 3.3 Introduction

The thermal regime of rivers is of interest for fisheries management because most of the physical, chemical and biological properties of fish habitat are temperature-dependent (Cassie, 2006). Because fish are ectotherms, they are highly dependent on water temperature to maintain important physiological and life history processes (Wood and McDonald, 1997; Beitinger *et al.*, 2000). Their suitable thermal habitats are constrained by both maximum and minimum thermal tolerances (Mohseni *et al.*, 2003). For instance, the optimal growth



temperature of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) is 14.2 °C and the mortality rates increase over 24.9°C, which is the upper limit of their thermal tolerance zone (Hasnain *et al.*, 2010).

River regulation is an important anthropogenic alteration to thermal conditions. The effects of dams on the thermal regime of rivers have been widely investigated and include changes in the temperature mean and variance at several temporal scales (Petts 1984; Preece and Jones 2002; Steel and Lange 2007; Olden and Naiman, 2010). Thermal regimes downstream of impoundments depend on the dam operating mode and the depth of water intake. A significant number of large dams release cold hypolimnetic water establishing highly desirable habitats for trout and salmon. On the other hand, smaller dams and diversions can increase water temperature by releasing warm water directly from the reservoir surface. These dam-induced modifications to the thermal conditions can have both direct and indirect consequences on fish by altering the quality of their habitat or their prey's habitat (Ward, 1985; Angilletta *et al.*, 2008; Olden and Naiman, 2010).

Adequate fisheries management should help prevent or mitigate the thermal pollution below dams. One way to assess the impact of stream regulation on a river is to compute thermal indices at an impacted site and to compare them with those calculated from similar unregulated control rivers or river reaches. These indices are descriptive statistics of hourly or daily mean temperatures that characterize the thermal regime in terms of amplitude (mean and extremes), variability, duration and timing of events (cold or warm spells). Examples of amplitude indices include the monthly means of the maximum daily temperature (Arismendi *et al.*, 2013).

Unfortunately, temperature gauging stations that could be used to calculate these thermal indices are relatively scarce in Canada. To overcome the lack of data, many different simulation tools are used to characterize the thermal conditions in rivers. These tools can be classified into two main categories: deterministic models (Theurer *et al.*, 1984; St-Hilaire *et al.*, 2003; Cassie *et al.*, 2007 Ouellet *et al.*, 2013) and empirical or statistical models (Bélanger *et al.*, 2005; Benyahya *et al.*, 2007; Chenard and Caissie, 2008; Guillemette *et al.*, 2009). Deterministic models are based on a conceptual approach and typically calculate a heat budget at one or many points in the river using meteorological inputs and stream geomorphology and hydraulics. However, these variables are not always readily available and the gathering of these data can be a long and an expensive process. Statistical approaches can be an interesting alternative because they generally require fewer input variables. These latter models are based on statistical relationships between water temperature and correlated independent variables such as air temperature (Benyahya *et al.*, 2007).

The present study aims to evaluate the efficiency of the multivariate geostatistical model used by Guillemette *et al.* (2009) by comparing it to a well-established deterministic model called Stream Network Temperature (SNTEMP) (Theurer *et al.*, 1984). The comparison is performed on two river reaches, upstream and downstream of a dam reservoir.

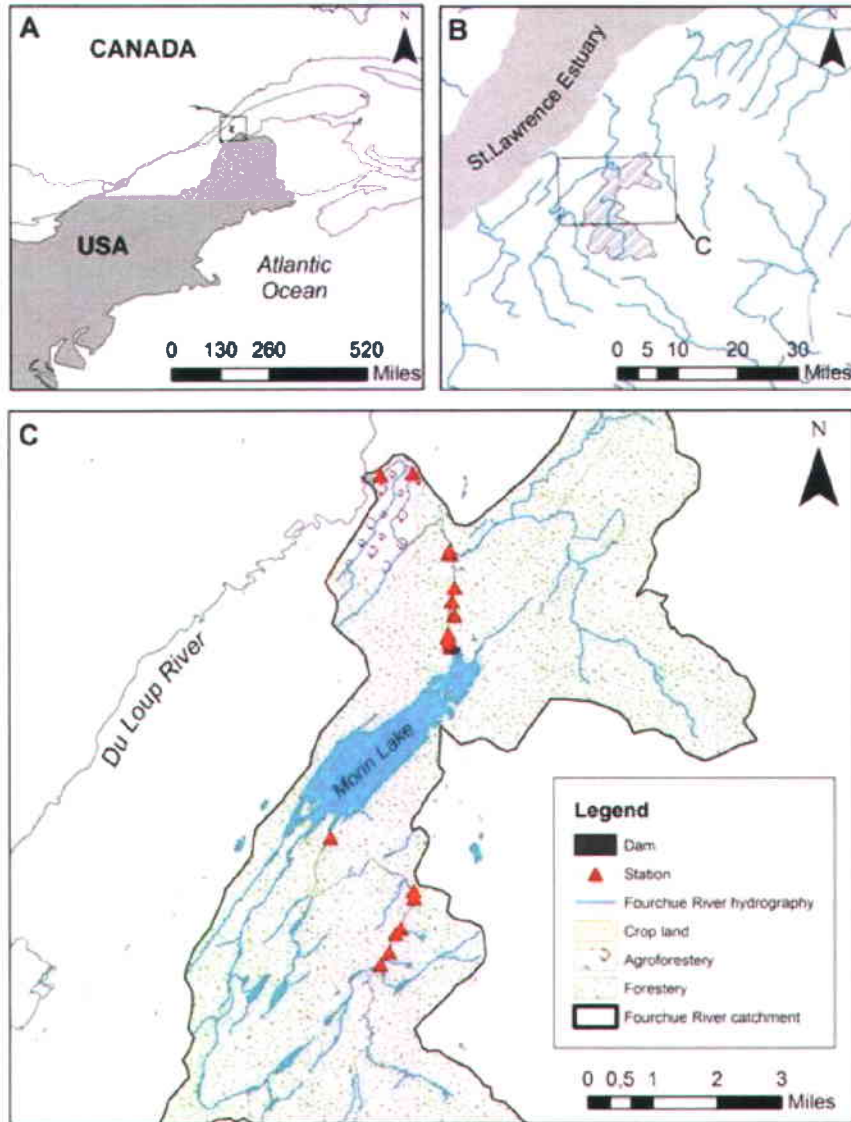
The statistical model is based on the identification of appropriate physiographical variables as predictors of water temperature indices at the stream segment scale. Thermal indices are obtained by interpolation in an orthogonal space constructed using a multivariate approach called canonical correlation analysis (Chokmani and Ouarda, 2004). The interpolation is made by using a multiple linear regressions in canonical space.

SNTEMP is a mechanistic, one dimensional heat transport model used to simulate daily mean and maximum water temperatures. SNTEMP was selected in this study because of its extensive use for regulated and unregulated rivers (Horne *et al.*, 2004; Norton and Bradford, 2009; Voss *et al.*, 2008; Shepard *et al.*, 2009).

The general objective of this study is to compare the two different modeling approaches in order to determine which one is the most suitable for water and halieutic resources managers in estimating selected thermal indices.

### **3.4 Study site and data collection**

The Fourchue River is a regulated river with a drainage basin of 261 km<sup>2</sup> and a tributary of the Du Loup River, located in eastern Quebec, Canada (Figure 3.1). The Morin dam was built to regulate flows in the Du Loup River. The reservoir occupies a surface area of 6.8 km<sup>2</sup> at top water level and has a storage capacity of 38 880 000 m<sup>3</sup>. The water level into the reservoir is kept between 188 m and 195 m above sea level during summer. In order to maintain these levels, the flows evacuated are usually kept between 0.06 m<sup>3</sup>/s and 4 m<sup>3</sup>/s. Details on the dam, spillway and draw-offs, together with a description of the operation mode, are provided by the Centre d'Expertise Hydrique du Québec (CEHQ, 2008).



**Figure 3.1: Location of the Fourchue River watershed and of the water temperature monitoring stations.**

Water temperature time series were obtained for summer 2011 (July to September) and 2012 (June to September) with Hobo Pro V2 thermographs ( $\pm 0.2$  °C) recording water temperature at 15 minutes intervals at approximately 10 cm from the stream bed. The loggers were deployed into two reaches of the Fourchue River considered relatively similar in topography, land use and climate. One reach is located directly downstream of the Morin dam and the other, which served as a control reach, is located 10 km upstream of the reservoir, in the unregulated portion of the river. A total of 18 loggers were deployed in 2011, seven upstream of the reservoir in a 9 km reach and eleven downstream in a 5 km reach. For 2012, the downstream reach was extended to include the only major tributary of the Fourchue River, the Carrier stream, for a total of 12

loggers deployed over 8 km. Low water levels in the upstream reach in 2012 resulted in many thermographs being exposed to air and thus the 2012 upstream data could not be used.

Hydrological and stream geometry data were also obtained from field measurements as well as the meteorological conditions for the study area.

### 3.4.1 Meteorology

To calculate the energy budget equations, SNTMP requires meteorological inputs such as: air temperature, relative humidity, wind speed, solar radiation and the cloud cover. Daily air temperature ( $\pm 0.1^\circ\text{C}$ ) and relative humidity ( $\pm 0.8\%$ ) were measured with a Rotronic HygroClip2 relative humidity and temperature probe (HC2-S3-L). Wind speed was measured with a RM Young wind monitor (05103-10,  $\pm 0.3$  m/s) and solar radiation data were measured with a Kipp and Zonen pyranometer (SP-LITE-L,  $\pm 10 \mu\text{V W}^{-1} \text{m}^2$ ). The meteorological data were averaged hourly at a station located 100m north-eastern of the reservoir.

The solar radiation was used to estimate the percent possible sun (a surrogate for cloud cover) using a cloud cover correction algorithm from Reifsnnyder and Lull (1965):

$$\frac{E_c}{E_m} = 10^{-0.99C_{okt}} \quad (2)$$

where

$E_c$  = Irradiance under cloudy condition

$E_m$  = Irradiance under clear sky condition

$C_{okt}$  = Cloud oktas

### 3.4.2 Hydrology

Rating curves were developed for the two reaches and the tributary to establish the relationship between discharge and water level. The daily water levels were obtained with Hobo U20 water level data loggers. Several spot measurements of discharges were taken between 1.2 and 3.8  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  in the downstream reach, 0.1 and 2.5  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  in the upstream reach and between 0 and 0.5  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$  in the tributary. The discharge data were collected using the velocity-area method with a Marsh McBirney Flo-Mate 2000 flow velocimeter.

### 3.4.3 Stream geometry

The sites elevations were obtained with a Novalynx barometer altimeter (230-M202) of 3 m accuracy. It was calibrated using the elevation of the CEHQ hydrometric station located 100 m downstream of the dam.

A pebble count was performed to characterize the composition of the streambed. In every stream segment, 100 particles were measured in the normal low flow channel. The cumulative frequency curve generated from pebble counts led to the estimation of the median particle diameter ( $D_{50}$ ). Manning's roughness coefficient,  $n$ , was calculated from the following equation (Robert, 2003):

$$n = 0.048 D_{50}^{1/6} \quad (3)$$

In order to account for the riparian shade, an SNTMP component estimates an attenuation factor using information on the streamside vegetation and the topography, on the average tree height, the crown diameter, and the distance from the water's edge. These variables were estimated from field observations. The topographic horizon angles on both sides of the river were measured with a clinometer. These angles are used by the model to calculate the local times of sunrise and sunset. Stream widths as a function of flow were also obtained from field measurements.

## 3.5 Methodology

### 3.5.1 Thermal indices

Thermal indices are used to describe the magnitude, variability, frequency and duration of thermal events across space and time (Arismendi *et al.*, 2013). The thermal indices calculated from the water temperature time series are monthly means and maxima of daily temperatures, the mean and maximum daily ranges, cumulative degree-days, the monthly standard deviation and the number of days over 24.9 °C, which is the upper incipient lethal temperature (UILT) for brook trout, one of the fish species found throughout the study area (Hasnain *et al.*, 2010). Temperature maxima exhibited by streams during summer can affect fish species limited by low survival threshold temperatures. The UILT is defined as the upper boundary to the "zone of thermal tolerance" within which there is no mortality from temperature (Fry *et al.*, 1946). A metric like the UILT can be used to identify affected species. The indices were first used to compare

and contrast the thermal regimes in the unregulated and regulated reaches. The models were also compared on their ability to predict these thermal indices.

### **3.5.2 Deterministic approach**

The Stream Network Temperature Model (SNTEMP) was created by Theurer *et al.* (1984). SNTEMP is a steady state, one-dimensional heat-transport model used to predict daily mean and maximum water temperatures. The model is composed of six components, starting with the heat flux model that predicts the energy balance between the water and its environment. It is defined as the arithmetic sum of the solar, atmospheric and vegetative radiations, evaporation loss, heat conduction and convection, conduction and water back radiation. To predict the average mean daily and diurnal water temperatures as a function of stream distance, the heat transport component uses a dynamic temperature, steady flow equation. The solar component predicts the amount of solar radiation penetrating the stream water as a function of the time of year by calculating the radiation amount reaching the earth. The latitude is used to determine the day length and the meteorological conditions are used to estimate the attenuation of the radiation due to its travel through the atmosphere. Because the solar radiation reaching the stream can be reduced by the local environment and the riparian vegetation, the shade component estimates the attenuation using information on the streamside vegetation and the topography. Finally, to consider the adiabatic process, the meteorological component corrects for variations in elevation within the watershed that cause changes in atmospheric pressure, air temperature and relative humidity.

The first step of the SNTEMP modeling process is to represent the river as homogeneous segments with similar attributes like flows, width and streamside vegetation. The study area was partitioned into segments based on field observations, for a total of seven segments upstream and nine downstream in 2011 and twelve downstream in 2012. These homogeneous segments are called nodes. There are 14 different nodes available in the model to represent the network (presence of a tributary, structure, etc.). The use of these nodes will depend on the size of the study reach, the complexity of the system and the data availability. In the case of the Fourchue River, six nodes were required to represent the study area (figure 3.2). The description of the node types are presented in table 3.1.

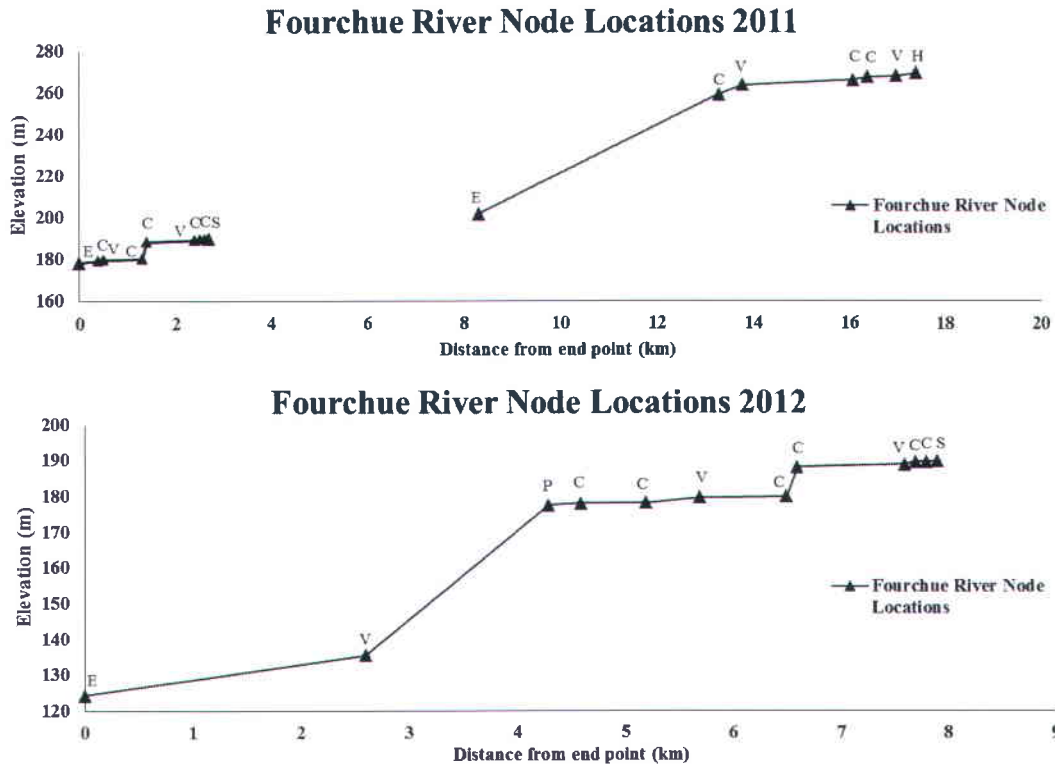


Figure 3.2: Longitudinal profile of the Fourchue River illustrating the composite node network along the relative river gradient. Points along the diagram depict the node types including headwater (H), change (C), validation (V), structure (S), point load (P), and end (E).

Table 3.1: Description of the node types used for the composition of the network of Fourchue River in SNTMP

Node type	Abbreviation	Description
Source	H	The upstream boundary usually located at a gage or a zero flow headwater.
Structure	S	A point (reservoir) that may have discontinuity in discharge and will have a released temperature defined by the user.
Change	C	The upstream end of a reach with new stream shading or hydraulic properties
Validation	V	Node where the temperature is known and can be compared to predicted temperature
Point load	P	Node where a point load discharges into the river at a known temperature
End	E	The network end point (most downstream point)



### 3.5.3 Model calibration and validation

The deterministic model was calibrated in the downstream reach using a split-sample approach. The first two weeks of June and August 2012 were used as calibration periods in order to include the whole water temperature range in the calibration set. The calibration consists in adjusting the model parameters for a better representation of the river's environment (Table 3.2). For instance, the air temperature above the stream is usually lower than the temperature measured at the meteorological station. A correction factor of -0.5 °C was applied. Similarly, the relative humidity values were corrected and increased by 10 % over recorded values to account for humidity above the river. Finally, the wind speed was reduced by 15% to represent the wind speed conditions in the sheltered river channel.

**Table 3.2: SNTEMP's global calibration factors and the corrections applied for a better representation of the Fourchue River conditions.**

<b>SNTEMP global calibration factors</b>	<b>Corrections applied</b>
Air temperature calibration constant	↓0.5 °C
Air temperature calibration coefficient	-
Wind speed calibration constant	-
Wind speed calibration coefficient	↓15%
Humidity calibration constant	-
Humidity calibration coefficient	↑10%
Sunshine calibration constant	-
Sunshine calibration coefficient	-
Solar calibration constant	-
Solar calibration coefficient	-

The model temperature estimations were compared to the continuous temperature measurements into two segments, referred to as verification nodes, in the upstream reach, and to three segments in the downstream reach. The model was validated in the downstream reach over July 2012. Finally, the thermal indices were calculated using the mean and maximum daily water temperatures simulated by SNTEMP.

The performance of the model was assessed by considering two specific performance evaluation criteria: the BIAS and the root mean square error (RMSE), defined as follows:

$$BIAS = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i) \quad (4)$$



$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad (5)$$

where  $y_i$  and  $\hat{y}_i$  are the observed and the estimated values at station  $i$ , respectively.

SNTEMP does not have the ability to model temperatures within impoundments so the sections upstream and downstream of the reservoir were modelled separately for August 2011.

### 3.5.4 Statistical approach

The statistical model is based on an interpolation technique that estimates the thermal indices in a mathematical multivariate space rather than a geographical space, as proposed by Guillemette *et al.* (2009). The approach relies on the construction of an orthogonal space defined by the canonical correlation analysis (CCA) of the physiographical and water temperature characteristics of the stream segments. CCA is a multivariate approach that produces linear combinations of two sets of observations in order to maximize the associations (measured by the correlations) between the two data sets, while ensuring orthogonality of the canonical variates within the same group. Here, those two data sets are the matrix  $X$  of the thermal indices and the matrix  $Y$  of the predictors, which are the physiographic variables representing the environment of the river. In this case, only four metrics, strongly correlated with water temperature, were necessary to characterize the stream segment; these were the distance from the dam (positive downstream and negative upstream), the elevation, the Stralher order and the vegetation density. CCA produces the linear combinations  $U$  of variables in matrix  $X$ , known as canonical variates that maximally correlate with the linear combinations  $V$  of variables in matrix  $Y$ . The vectors  $a$  and  $b$  are respectively associated with the thermal indices ( $X$ ) and the physiographical variables ( $Y$ ):

$$\begin{aligned} a) \quad U &= aX \\ b) \quad V &= bY \end{aligned} \quad (6)$$

The vectors are found by a joint covariance analysis of the variables (Härdle and Simar, 2003).

A multiple linear regression (MLR) was performed in the orthogonal plane composed of the first two dimensions of the canonical variates  $V$ , which constitute the axes of the physiographic

space. For a given water temperature index, values at monitoring stations were projected in the V space and interpolation at ungauged sites was achieved by fitting a linear equation that best approximate all individual data points in the least square sense. It was also possible to find the V coordinates of an ungauged site by using equation 6(b).

In order to assess the performance of the statistical approach, two validation techniques were used: a cross validation using a leave-one-out resampling (jackknife) and a split-sample validation. In the jackknife, the value of a station is temporarily removed from the data set and this value is estimated using the remaining stations. This operation is repeated for the whole station set. The estimated values are then compared with the observed data. For the split-sample validation, almost all stations were removed from the observed sample to serve as a validation group except for the stations at the most upstream and downstream points of the two stream reaches. These remaining four stations in 2011 and three stations in 2012 were used as calibration group. The BIAS (equation 4) and the RMSE (equation 5) were calculated for the two validation techniques (Chokmani and Ouarda, 2004).

The performance of SNTMP and the statistical model were compared on the basis of the two aforementioned evaluation criteria (BIAS and RMSE).

### **3.6 Results and discussion**

The total rain amount in the region exceeded the normal in August 2011 (106.6 mm as compared to the monthly mean of 89.1 mm), resulting in a water level 2.4 m over the monthly mean recorded at the CEHQ hydrometric station. On the opposite, rainfall was below normal in August 2012, with only 53.2 mm of total precipitations. The mean air temperature was 2.1°C above the normal conditions. This resulted in low water levels and warmer water temperatures as compared to 2011. Because it captures a fair range of the possible summer hydroclimatic conditions, the results of the modeling approaches will be presented for these two months (climat-quebec.qc.ca, consulted in March 2014).

The canonical space was defined for every thermal index. Figure 3.3 shows an example of a canonical space for August 2011 mean temperature. There is a clear separation between the upstream and downstream sections and the two stations located downstream of the tributary. The interpolation was performed within that space.

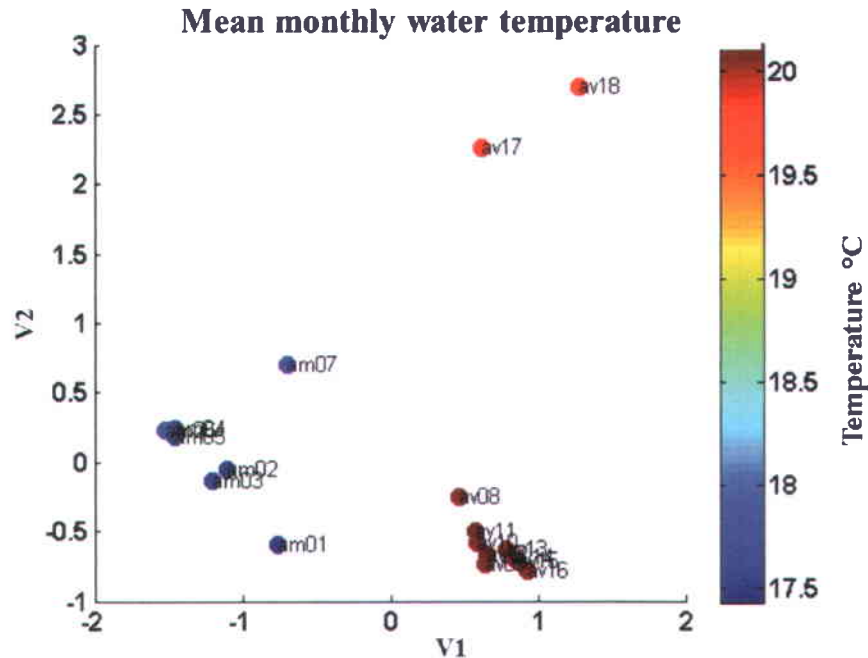


Figure 3.3: Canonical space for August 2011 mean temperatures. The upstream stations are referred as am01 to am07 and the downstream stations are referred as av08 to av18.

### 3.6.1 Thermal indices based on mean temperature for August 2011 and 2012.

Both models showed good performance for the estimation of the thermal indices based on monthly mean water temperature (Figure 3.4). The performance measures indicate that SNTEMP is more accurate for the prediction of the mean monthly (August) water temperature, with a RMSE of 0.2 °C compared to 0.4 °C and 0.3 °C for the leave-one-out and split-sample validation of the statistical model, respectively. BIAS was insignificant (< 0.01 °C) for these thermal indices. No estimation was performed with SNTEMP for stations 17 and 18 due to the lack of flow data from the tributary of the Fourchue River, the Carrier River, located in that reach, just upstream of these two stations. To evaluate thermal mixing below tributaries, SNTEMP requires daily discharge and temperature from the tributary, which were not available for 2011. The statistical model does not use discharge as a metric so it was possible to estimate temperature at these stations. The accurate estimations of these downstream stations are explained by the fact that the longitudinal variability of the monthly means is explained by the Strahler order, which is a component of canonical variate V1.

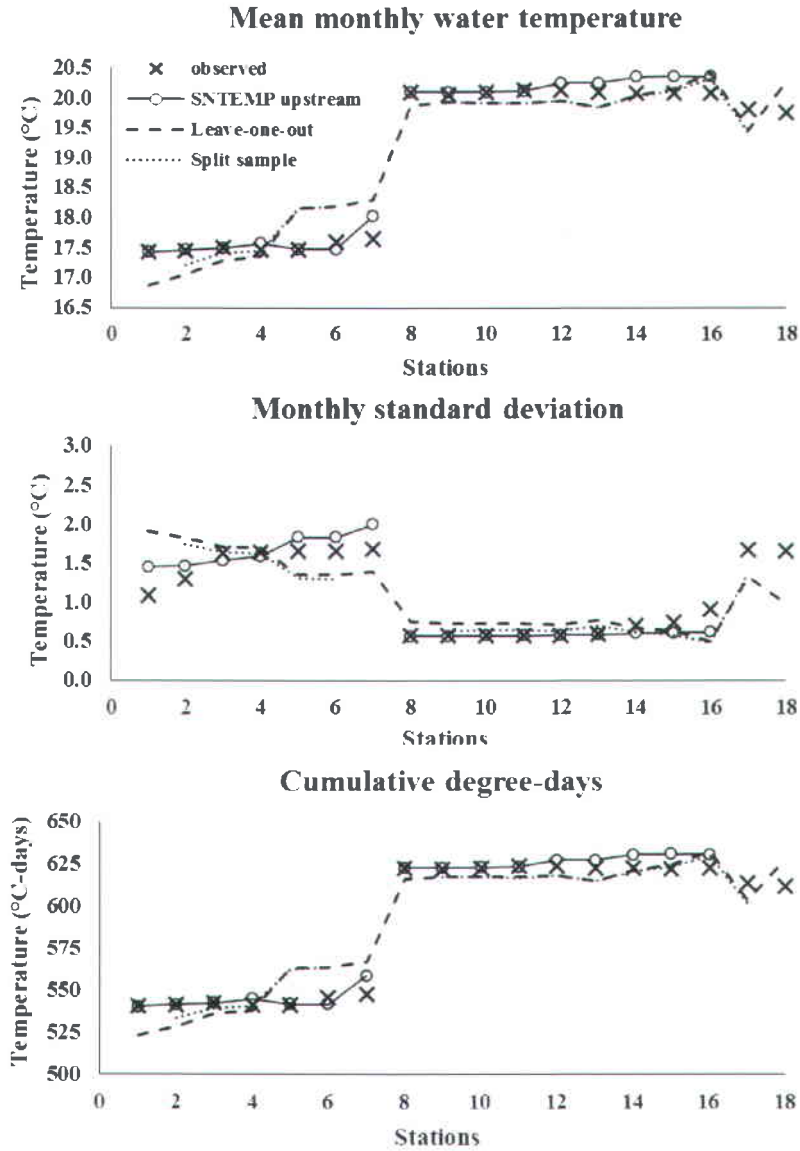


Figure 3.4: Observed and simulated mean monthly water temperatures, standard deviation and cumulative degree-days for August 2011, using SNTemp and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 18 are from upstream to downstream.

The same observations could be made for the cumulative degree-days, an important metric for the evaluation of the growth rate for fish (Neuheimer and Taggart, 2007). The obtained RMSE are 5.0 °C-days, 11.5 °C-days and 9.4 °C-days for SNTemp, the leave-one-out and the split-sample validations of the statistical model, respectively. The RMSE are considered relatively low for the two approaches because the observed cumulative degree-days vary between 540 and 625 °C-days. There was no significant BIAS in the estimation of this thermal indice with neither of the two approaches.

The monthly standard deviation was estimated with more accuracy by the statistical model with a RMSE of 0.2 °C and no BIAS for both leave-one-out and split-sample, as compared to a RMSE of 1.0 °C and a BIAS of 0.5 °C for SNTEMP.

In August 2012, the main tributary of the Fourchue River, located 3 km downstream of the dam, was included in SNTEMP with the point source model configuration. This means that the water temperature was not simulated in the tributary but the discharge and water temperature of the tributary was included in the modeling of the main river. Both models predicted mean daily water temperature with a RMSE of 0.1 °C and no significant BIAS (Figure 3.5). In contrast with 2011, the cumulative degree-day was simulated with more accuracy with the statistical model than SNTEMP in 2012 (RMSE of 0.6 °C-days (jackknife validation) and 2.9 °C-days, respectively). However, the statistical model could not produce good estimations given only three calibration stations: RMSE associated with the split-sample validation using three calibration stations is 22.8 °C-days. RMSE could be lowered to 0.7 °C-days with eight out of thirteen calibration stations uniformly distributed over the downstream reach.

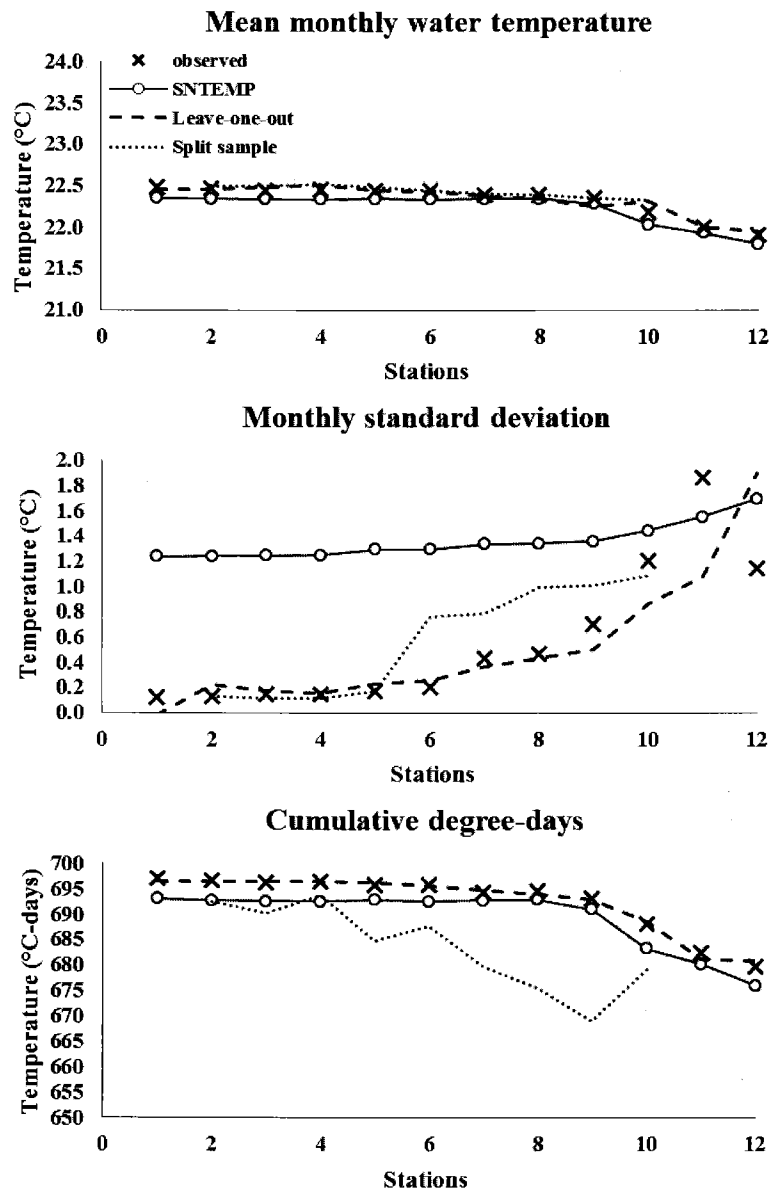


Figure 3.5: Observed and simulated mean monthly water temperatures, standard deviation and cumulative degree-days for August 2012, using SNTEMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 12 are from upstream to downstream.

### 3.6.2 Thermal indices based on maximum temperature for August 2011 and 2012

The statistical model surpassed SNTEMP in the estimation of the thermal indices based on maximum temperature (figure 3.6 and 3.7).

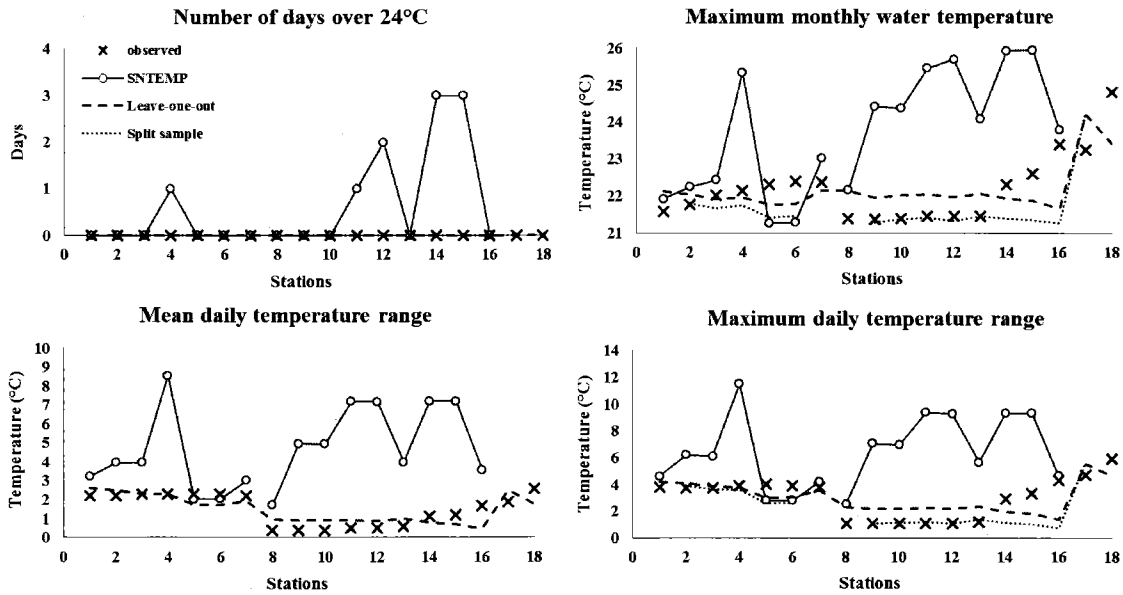


Figure 3.6: Observed and simulated monthly maximum water temperatures, mean and maximum temperature ranges and the number of days over 24.9 °C for August 2011, using SNTEMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 18 are from upstream to downstream.

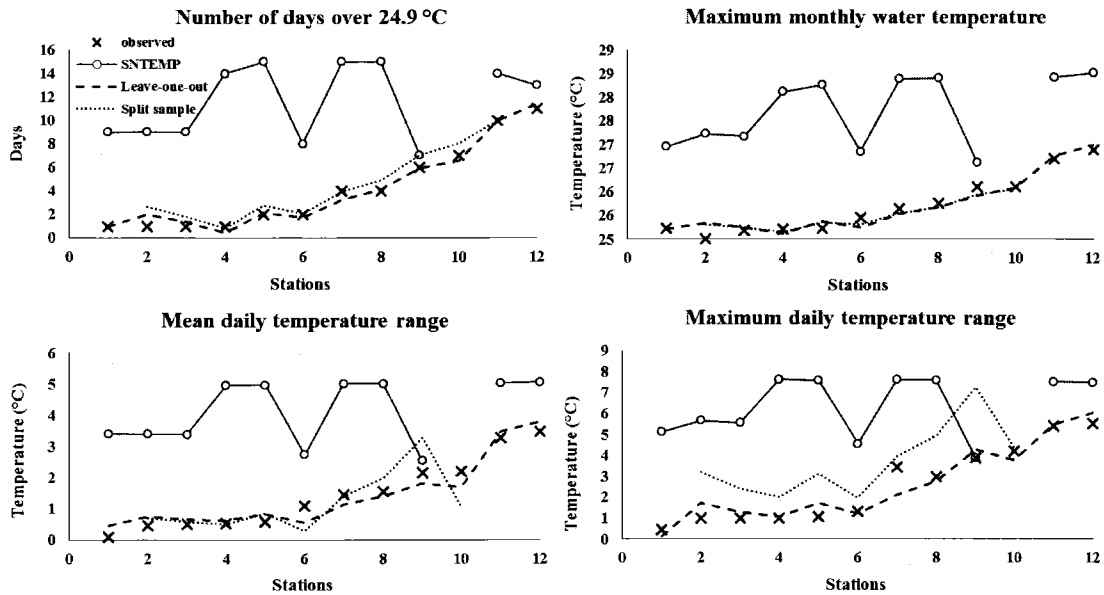


Figure 3.7: Observed and simulated monthly maximum water temperatures, mean and maximum temperature ranges and the number of days over 24.9 °C for August 2012, using SNTEMP and the statistical model in Leave-one-out and split-sample modes. Stations 1 to 12 are from upstream to downstream.

In 2011, the Fourchue River has not experienced temperatures exceeding the zone of thermal tolerance of the brook trout, which was well predicted by the statistical model. SNTEMP predicted 3 days over 24.9 °C, leading to a RMSE of 1.2 days. With the warmer conditions experienced in 2012, one to eleven days over the UILT was recorded in the river. The jackknife

and split-sample RMSEs were less than 1 day and BIASes under 0.4 day, while SNTEMP gave 8.7 days RMSE and a BIAS of 4.8 days. The UILT can hardly be used adequately by river managers using this deterministic model as it would always over estimate the number of days where fish experiment temperature over their zone of thermal tolerance.

The calculations of the daily maxima in SNTEMP are based on an empirical model. Theurer *et al.* (1984) elaborated a method to estimate average afternoon air temperature, the main component for the estimation of maximum daily water temperature. Regression coefficients were determined for normal meteorological conditions, based on the arithmetic mean of historical data at 16 selected weather stations around the United States, which is not representative for the current study site. SNTEMP does not explicitly model minimum temperatures, which are estimated using the daily mean and maximum temperatures.

SNTEMP overestimated maximum daily water temperatures, especially downstream of the dam. This is due to the fact that the model extends the current reach stream geometry indefinitely upstream in order to simulate the conditions through which the water must travel from solar noon (considered as the mean daily water temperature) to solar sunset (considered as the maximum daily water temperature) and thus, does not include the reservoir in its simulation. The water released in the downstream reach from the shallow reservoir is warmer compared to the upstream reach. Information about the reservoir is not considered in SNTEMP when it calculates maxima based on the extension of the current reach stream geometry. In 2011, SNTEMP resulted in a RMSE of 2.5 °C and a BIAS of 0.1 °C. However, if it is calculated separately, the RMSE for the upstream reach (1.4 °C) is lower than the RMSE for the downstream reach (3.1 °C). Information about the location of the dam is included in the statistical model in the metric “distance from the dam”, allowing the model to estimate maximum water temperature with more accuracy (leave-one-out and split-sample RMSEs of 0.7 °C and 0.8 °C, respectively) and no BIAS.

The lack of information on the dam reservoir prevented accurate estimations of the conditions through which water travels from solar noon to solar sunset, which explains the differences between the models for the estimations of the thermal indices based on maximum temperatures.

Water temperatures show diurnal variations depending on the heat energy gained and lost by a stream and the volume and source of runoff contributing to discharge (Ward, 1985; Webb, 1996). The presence of the dam reduces the range between temperature extremes at the stations located downstream (Ward and Stanford, 1979). This reduction in daily variability is represented by the metric “distance from the dam” in the statistical model, which resulted in a



better estimation of the mean and maximum daily ranges. The overestimation of maximum temperature by SNTMP led to an overestimation of the mean and maximum daily ranges in 2011 ( RMSEs of 4.1 °C and 4.9 °C and BIAS of 4.7 °C and 2.4 °C for the mean maximum ranges, respectively). The statistical model estimated the mean and maximum daily ranges with RMSEs equal to 0.5 °C and 1.1 °C in leave-one-out mode and of 0.6 °C and 1.4 °C for the split-sample mode. The BIAS of the statistical validation methods was of -0.2 °C for both indices for the leave-one-out and 0.2 °C for the split-sample. Similar observations were made with the simulation of the mean and maximum daily ranges in 2012.

SNTMP is limited by the fact that it does not model temperatures within impoundments, nor does it explicitly model minimum temperature. Furthermore, maximum daily stream temperatures could not be efficiently simulated within the study area. These limitations impacted the performance of the deterministic model in the estimation of the selected thermal indices, leading to inaccurate estimations of three out of seven thermal indices. The multivariate geostatistical model showed good results for the seven thermal indices for both regulated and unregulated reaches. This model however requires water temperatures time series for each stream segment, while SNTMP requires mean daily temperature only at the verification nodes and for the upstream and downstream headwater segments. This represents six gauging stations in 2011 and four in 2012. The split-sample validation technique aimed to reduce the number of gauging stations required for the statistical model with minimum accuracy loss. It turned out that four water temperature measurement stations in 2011 and three in 2012 were sufficient to simulate the selected thermal indices adequately.

### **3.7 Conclusion**

The objective of this study was to compare the relative efficiency of a deterministic and a statistical model in the estimation of selected thermal indices, in order to determine which one is the most suitable for the river managers. SNTMP showed good results for the estimation of monthly mean temperatures and cumulative degree-days but overall, the statistical model was more efficient for the estimation of the selected thermal indices. Of course, model selection is always dependent on the river manager's needs. As the statistical model does not use explicit hydraulic or climatic inputs, it is not possible to evaluate different scenarios related to climate change and dam operations. These kinds of scenarios could however be simulated with SNTMP. However, the input data requirements are lower for the statistical model resulting in lower implementation cost and less field work. It is therefore recommended that the latter

approach be considered by water and halieutic resources managers concerned by water temperature, a fundamental ecological variable.

### **3.8 Acknowledgements**

The authors are grateful to Sebastien Ouellet-Proulx, Simon Massé, Myriam Samson-Dô and Jean-Baptiste Torterotot for their assistance in the field and the CIRSA for technical support. This research was funded by NSERC Hydronet.

## 4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les objectifs poursuivis dans cette étude ont nécessité, en premier lieu, de caractériser le régime thermique à l'aide d'indices thermiques. Ceux-ci ont été sélectionnés en partie en raison de leur pertinence pour la gestion de l'omble de fontaine, une espèce prisée des pêcheurs qui fréquentent la rivière Fourchue. Ces indices, obtenus à partir des séries chronologiques de température, ont été calculés pour la section non régulée en amont du réservoir Morin et dans la section régulée située en aval du barrage.

Le calcul de ces indices de température a permis de constater que le réservoir Morin créait un effet tampon réduisant les températures maximales ainsi que les écarts de température journaliers en aval du réservoir. Par contre, les températures moyennes sont plus élevées dans la section aval ce qui pourrait potentiellement créer un habitat moins favorable à l'omble de fontaine.

Ces indices ont par la suite été estimés à l'aide d'un modèle déterministe, SNTMP, et d'un modèle statistique basé sur l'analyse des corrélations canoniques afin de comparer leur efficacité et déterminer les avantages liés à l'utilisation de chacun des modèles. Il s'est avéré que le modèle statistique, développé par Guillemette *et al.* (2009), a obtenu de meilleurs résultats pour l'estimation de 21 des 28 indices thermiques qui ont été comparés. Cela s'explique en partie par le fait que l'estimation des maximas par SNTMP est basée sur une méthode empirique, ce qui diminue la précision des estimations pour les indices calculés à partir des températures maximales.

Le modèle statistique est également plus simple d'utilisation puisqu'il nécessite moins d'intrants que SNTMP, ce qui rend la collecte des données sur le terrain moins fastidieuse et dispendieuse. Toutefois, SNTMP permet d'évaluer différents scénarios reliés aux opérations du barrage et au climat puisqu'il tient compte du débit et des conditions météorologiques. Le choix du modèle par les gestionnaires dépendra donc de leurs besoins et de leurs objectifs mais également des données dont ils disposent.

Il serait intéressant d'approfondir les connaissances sur la communauté ichthyenne de la rivière Fourchue afin de vérifier s'il y a des différences d'abondance entre les populations amont et aval. Puisque plusieurs paramètres peuvent influencer l'abondance et la distribution des poissons, il faudrait également tenir compte de la qualité de l'habitat (substrat, vitesse d'écoulement), de l'abondance et de la qualité des frayères ainsi que de l'abondance des invertébrés. Il serait également pertinent de calculer des indices thermiques à l'automne lors de la fraie et au printemps lors de l'émergence des alevins afin de comparer les conditions en amont et en aval.

Ces indices pourraient par la suite être estimés à l'aide du modèle statistique utilisé dans cette étude ou d'un modèle déterministe plus adapté à estimer des températures en présence d'un réservoir comme le modèle hydrologique CEQUEAU. Cela permettrait d'avoir une meilleure compréhension de l'habitat thermique dans les deux sections de rivière et d'appliquer les modalités de gestion les mieux adaptées.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

Angilletta MJ Jr., Steel EA, Bartz AA, Kingsolver JG, Scheuerell MD, Beckman BR, Crozier LG. 2008. Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications* **1**: 286-299

Arismendi I, Johnson SL, Dunham JB, Haggerty R. 2013. Descriptors of natural thermal regimes in streams and their responsiveness to change in the Pacific Northwest of North America. *Freshwater Biology* **58**: 880-894

Bartholow, JM. 1995. The stream network temperature model (SNTEMP): A decade of results. Workshop on Computer Application in Water Management. Fort Collins, CO: Water Resources Research Institute, CSU. p. 57-60.

Bartholow, JM. 2002. Stream Segment Temperature Model (SSTEMP) Version 2.0. Revised August 2002. Fort Collins, CO: U.S. Geological Survey

Beitinger TL, Bennett WA, McCauley RW. 2000. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fishes* **58**: 237-275

Bélanger M, El-Jabi N, Caissie D, Ashkar F, Ribí JM. 2005. Water temperature prediction using neural networks and multiple linear regression. *Revue des Sciences de l'Eau* **18**: 403-421

Benyahya L, St-Hilaire A, Ouarda Tbmj, Bobée B, Ahmadi-Nedushan B. 2007. Modeling of water temperatures based on stochastic approaches: case study of the Deschutes River. *Journal of Environmental Engineering and Science* **6**: 437-448

Breau C, Cunjak RA, Peake SJ. 2011. Behaviour during elevated water temperatures: can physiology explain movement of juvenile Atlantic salmon to cool water? *Journal of Animal Ecology* **80**: 844-853

Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: A review. *Journal of Freshwater Biology* **51**: 1389-1406

Caissie D, Satish MG, El-Jabi N. 2007. Predicting water temperatures using a deterministic model: Application on Miramichi River catchments (New Brunswick, Canada). *Journal of Hydrology* **336**: 303-315

Caissie D, El-Jabi N, St-Hilaire A. 1998. Stochastic modelling of water temperatures in a small stream using air to water relations. *Canadian Journal of Civil Engineering* **25**: 250-260

Centre d'Expertise Hydrique du Québec, 2008. Aménagement Morin X0000730 et X0000731. Plan de Gestion des eaux retenues. Québec.

Chenard JF, Caissie D. 2008. Stream temperature modelling using artificial neural networks: application on Catamaran Brook, New-Brunswick, Canada. *Hydrological Processes* **22**: 3361-3372

- Chen YD, McCutcheon SC, Norton DJ, Nutter WL. 1998. Stream temperature simulation of forested Riparian areas: II. Model application. *Journal of Environmental Engineering* **124**: 316-328
- Chokmani K, Ouarda TBMJ. 2004. Physiographical space-based kriging for regional flood frequency estimation at ungauged sites. *Water Resources Research* **40**: 1-13
- Connor WP, Piston CE, Garcia AP. 2003. Temperature during incubation as one factor affecting the distribution of Snake River Fall Chinook salmon spawning areas. *Transactions of the American Fisheries Society* **132**: 1236–1243
- Coutant CC. 1977. Compilation of temperature preference data. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **34**: 739–745
- Cox TJ, Rutherford JC. 2000. Predicting the effects of time-varying temperatures on stream invertebrates mortality. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **34**: 209–215
- Dynesius M, Nilsson C. 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* **266**: 753–762
- Farrell AP. 2002. Cardiorespiratory performance in salmonids during exercise at high temperature: insights into cardiovascular design limitations in fishes. *Comparative Biochemistry and Physiology – Part A: Molecular and Integrative Physiology* **132**: 797–810
- Fry FE, Hart J, Walker JS. 1946. Lethal temperature relations for a sample of young speckled trout, *Salvelinus fontinalis*. Publ. Ontario Fisheries Research Lab. Univ. Toronto Biol. Ser. **66** (54): 35 pp.
- Guillemette N, St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Bergeron N, Robichaud E, Bilodeau L. 2009. Feasibility study of a geostatistical modelling of monthly maximum stream temperatures in a multivariate space. *Journal of Hydrology* **364**: 1-12
- Härdle W, Simar L. 2003. Applied multivariate statistical analysis. Springer: Berlin.
- Hasnain SS, Mins CK, Shuter BJ. 2010. Key Ecological Temperature Metrics for Canadian Freshwater Fishes, Applied Research and Development Branch. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Hinz LCJr, Wiley MJ. 1998. Growth and production of juvenile trout in Michigan streams: influence of potential ration and temperature. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Research Report 2042, Ann Arbor.
- Horne BD, Rutherford ES, Whelry KE. 2004. Simulating effects of hydro-dam alteration on thermal and wild steelhead recruitment in a stable-flow Lake Michigan tributary. *River Research and Applications* **20**: 185-203
- Hrachowitz M, Soulsby C, Imholt M, Malcolm A, Tetzlaff D. 2010. Thermal regimes in a large upland salmon river: a simple model to identify the influence of landscape controls and climate change on maximum temperatures. *Hydrological Processes* **24**: 3374-3391

- Jensen AJ. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: effects of altered water temperature on parr growth. *River Research and Applications* **19**: 733-747
- Kishi D, Murakami M, Nakano S, Maekawa K. 2005. Water temperature determines strength of top-down control in a stream food web. *Freshwater biology* **50**: 1315-132
- Lehmkuhl DM, 1972. Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *Journal fisheries research board of Canada*, **29** (9): 1329-1332
- Lessard JL, Hayes DB. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* **19** (7): 721-732
- Marimont, RB, Shapiro M.B. 1979. "Nearest Neighbour Searches and the Curse of Dimensionality". *IMA J Appl Math* **24** (1): 59-70
- McCormick JH, Hokanson KEF, Jones BR. 1972. Effects of temperature on growth and survival of young brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Journal of Fisheries Board of Canada* **29**: 1107-1112
- McIntosh AR, Townsend CR. 1996. Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish induced changes to grazer behaviour? *Oecologia* **108**: 174-181
- Mohseni O, Stefan HG, Eaton JG. 2003. Global warming and potential changes in fish habitat in U.S. streams. *Climatic Changes* **59**: 389-409
- Morin G, Nzakimuena TJ, Sochanski W. 1994. Predicting river water temperature using a conceptual model: the case of the Moisie River. *Canadian Journal of Civil Engineering* **21**:63-75
- Murchie KJ, Hair KPE, Pullen CE, Redpath TD, Stephens HR, Cooke SJ. 2008. Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: research methods, effects and opportunities. *River Research and Applications* **24**: 197-217
- Nakano S, Miyasaka H, Kuhara N. 1999. Terrestrial aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology* **80**: 2435-2441
- Neuheimer AB, Taggart CT. 2007. The growing degree-day and fish size-at-age: the overlooked metric. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64** (2): 375-385
- Norton GE, Bradford A. 2009. Comparison of two stream temperature models and evaluation of potential management alternatives for the Speed River, Southern Ontario. *Journal of Environmental Management* **90**: 866-878
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* **55**: 86-107
- Ouellet V, Secretan Y, St-Hilaire A, Morin J. 2013. Daily averaged 2D water temperature model for the St-Lawrence River. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.2664
- Petts GE. 1984. *Impounded Rivers: Perspectives for Ecological Management*. Wiley and Sons: New York.

- Power ME. 1990. Effects of fish in river food webs. *Science* **250**: 811-814
- Prats J, Val R, Armengol J, Dolz J. 2010. Temporal variability in the thermal regime of the lower Ebro River (Spain) and alteration due to anthropogenic factors. *Journal of Hydrology* **387**: 105-118
- Preece RM, Jones HA. 2002. The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* **18**: 397-414
- Quinn JM, Steele GL, Hickey CW, Vickers ML. 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **28**: 391-397
- Reifsnyder WE, Lull HW. 1965. Radiant energy in relation to forests. U.S. Department of Agriculture, Forest service. Technical bulletin No. 1344. U.S. Government Printing Office: Washington D.C.
- Robert A. 2003. An introduction to fluvial dynamics. Arnold, Hodder Headline Group: London.
- Shepard D, Taylor R, Knudson K, Hunter C. 2009. Calibration of a Water Temperature Model for Predicting Summer Water Temperatures in Rush Creek below Grant Lake Reservoir. Los Angeles Department of Water Power, California.
- Steel EA, Lange IA. 2007. Using wavelet analysis to detect changes in water temperature regimes at multiples scales: effects of multi-purpose dams in the Willamette River basin. *River Research and Applications* **23**: 351-359
- St-Hilaire A, Ouarda TBMJ, Lachance M, Bobée B, Gaudet J, Gignac C. 2003. Assessment of the impact of meteorological network density on the estimation of basin precipitation and runoff: a case study. *Hydrological Processes* **17**: 3561-3580
- Smith K. 1981. The prediction of river water temperature. *Hydrological Science Bulletin* **26** (1): 19-32
- Stanford JA, Ward JV, Liss WJ, Frissell CA, Williams RN, Lichatowich JA, Coutant CC. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* **12**: 391-413
- Sweeney BW. 1978. Bioenergetic and developmental response of a mayfly to thermal variation. *Limnology and oceanography*, **23** (3): 461-477
- Theurer F, Voos D, Kenneth A, Miller WJ. 1984. Instream Water Temperature Model. Instream Flow Inf. Pap. 16 Coop. Instream Flow and Aquatic System Group, U.S. Fish & Wildlife Service. Fort Collins: Colorado.
- Verspoor E, Jordan WC. 2006. Genetic variation at the Me-2 locus in the Atlantic salmon within and between rivers: evidence for its selective maintenance. *Journal of Fish Biology* **35**: 205-213



Voss FD, Curran CA, Mastin MC. 2008. Modeling water temperature in the Yakima River, Washington, from Roza diversion dam to Prosser dam, 2005-06. *U.S. Fish & Wildlife Service*. Fort Collins: Colorado.

Ward JV. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia* **125**: 31-46

Ward JV, Stanford JA. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. *The Ecology of Regulated Streams*. pp. 35-55 Plenum Press, New York.

Webb BW, Hannah DM, Moore RD, Brown LE, Nobilis F. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, **22**: 902-918

Webb BW, Nobilis F. 1997. A long-term perspective on the nature of the air-water temperature relationship: a case study. *Hydrological Processes*, **11**: 137-147

Webb BW, Walling DE. 1993. Temporal variability in the impact of river regulation on thermal regime and some biological implications. *Freshwater Biology*, **29**: 167-182

Webb BW. 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological Processes*, **10** (2): 205-226

Wehrly KE, Wang L, Mitro M. 2007. Field-based estimates of the thermal tolerance limits for trout: incorporating exposure time and temperature fluctuation. *Transaction of the American Society*, **136** (2): 365-374

Wood CM, McDonald DG. 1997. Global warming: implications for freshwater and marine fish. Cambridge University Press: Boston.

Yuankun W, Ziqiang X, Dong W. 2012. A transitional region concept for assessing the effects of reservoirs on river habitats: a case of Yangtze River, China. *Ecohydrology* **5**: 28-35

