

FRÉDÉRIC LEWIS

**FONCTIONS THERMORÉGULATRICES DES BANDES RIVERAINES
AGROFORESTIÈRES**

**Étude de cas pour la mise en valeur piscicole des cours d'eau agricoles de Chaudière-
Appalaches**

Essai présenté

dans le cadre du programme de maîtrise en Agroforesterie
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.)

FACULTÉ DE FORESTERIE, DE GÉOGRAPHIE ET DE GÉOMATIQUE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2012

Remerciements

Le présent essai a été rédigé dans des conditions sociales houleuses sur la question de l'accès à l'éducation. Travailler à l'avancement du projet de rédaction tout en prenant part aux débats du bout des lèvres fut parfois difficile, déchirant. J'aimerais remercier sincèrement tous ceux et celles qui m'ont permis d'accéder à une éducation supérieure sans me ruiner, moi qui ai été un décrocheur institutionnalisé en d'autres temps. J'aimerais remercier ceux et celles qui m'ont appuyé dans mes apprentissages et m'ont aidé à conserver mes visées : mes parents, mon amoureuse, mes enseignants, mes nombreux tuteurs de stages, ainsi que plusieurs scientifiques que j'ai eu la chance de côtoyer durant mes activités professionnelles. Parmi ces derniers, j'aimerais souligner particulièrement le soutien attentif de Luc Major (ministère des Ressources naturelles et de la Faune), les travaux inspirants de Guy Trecia (ministère des Ressources naturelles et de la Faune) ainsi que son regard critique sur cet essai, l'écoute intriguée d'Yvon Richard (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs), l'enthousiasme contagieux de Bert Klein (ministère des Ressources naturelles et de la Faune). En terminant, j'aimerais souligner la grande confiance témoignée à mon égard par Alain Olivier (Université Laval) tout au long de mon cursus en agroforesterie et plus spécialement durant la direction de cet essai.

Résumé

Pour illustrer comment l'agroforesterie peut être pratiquée à l'échelle d'un paysage à des fins de production de biens et services écologiques s'inscrivant dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole, l'essai se penche sur les bandes riveraines agroforestières, leur rôle de thermorégulation des cours d'eau agricoles et la restauration stratégique de l'habitat thermique du poisson. Une portion non négligeable de l'essai porte sur les techniques de modélisation de la température des cours d'eau. Avant de conclure sur les voies à poursuivre, l'essai tente finalement une régression multiple comportant l'état de la bande riveraine comme variable explicative de la température des cours d'eau.

Abstract

This essay illustrates how agroforestry held in a landscape perspective fits in an integrated resource management scheme within the agricultural matrix. The production of ecological goods and services is exemplified by benefits to fish thermal habitats due to the thermoregulatory functions of riparian buffers. While part of the essay looks at various models and techniques, a multiple regression predicting watercourse temperature is developed with a riparian vegetation descriptor as an independent variable. Finally, the statistical relationship is discussed and alternate models are proposed for future studies.

Table des matières

Remerciements	II
Résumé	III
Abstract	III
Liste des figures	VI
Liste des tableaux	VI
Liste des équations	VI
Introduction	1
Chapitre un; La thermorégulation des cours d'eau et l'agroforesterie	4
L'habitat thermique du poisson	4
L'agroforesterie et l'échelle paysagère	6
Les bandes riveraines	8
L'évaluation des bandes riveraines agroforestières	10
Chapitre deux; Processus de thermorégulation des cours d'eau en lien avec la végétation des bandes riveraines agroforestières	12
Influences de la couverture végétale sur l'ensoleillement et les phénomènes radiatifs	12
Influence de la couverture végétale sur les écoulements hypodermiques et les débits	14
Influence de la couverture végétale sur les échanges énergétiques à l'interface air/ eau ..	18
Influence de la couverture végétale sur les échanges énergétiques avec le substrat	18
Autres facteurs d'influences	19
Effets mesurés des bandes de protection forestières sur les amplitudes thermiques des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers	20
Effets mesurés de la largeur des bandes de protection forestières sur le régime thermique des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers	20
Effets mesurés de la longueur d'exposition sur le régime thermique des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers	21
Chapitre trois; La modélisation de la température dans les cours d'eau	23
La modélisation et ses fins	23
Les modèles déterministes	24
Les modèles régressifs	25
Les modèles stochastiques	28

Modèle autorégressif périodique avec variables exogènes et modèle des K plus proches voisins	29
Modèle de réseau de neurones artificiels	30
Modèle par l'analyse des composantes principales et modèle par l'analyse de la corrélation canonique	32
Chapitre quatre; Essai d'une modélisation de la température de cours d'eau agricoles impliquant les caractéristiques de la bande riveraine parmi les variables explicatives	33
Une approche aisée pour les transferts de connaissances et l'autoformation	33
Une approche adaptée au pas temporel recherché	35
Anticiper les problèmes d'autocorrélation; conditions d'applications à surveiller	36
Moyens d'améliorer la précision du modèle	37
La variable dépendante et l'obtention des séries temporelles de température de l'eau	37
La température de l'air comme première variable indépendante	42
La superficie du bassin versant comme seconde variable indépendante	44
L'IQBR comme troisième variable indépendante	45
Le développement du modèle	47
Validité du modèle	54
Chapitre cinq; Pistes exploratoires pour la production d'outils d'aide à la décision en matière de gestion intégrée des ressources en milieu agroforestier	59
Ajout de métriques	59
Les données de températures de l'air	62
La distribution des bassins versants à l'étude	62
De nouvelles sources de données de température de l'eau	62
Explorer d'autres types de modélisation	63
Conclusion	64
Bibliographie	67

Liste des figures

Figure 1 : Le régime minceur des bandes de protection riveraines en milieu agricole (Photo : F. Lewis)	1
Figure 2 : Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>) (Scott et Crossman 1973)	4
Figure 3 : Représentation graphique de l'habitat thermique de l'Ombre de fontaine (modifiée de Kelleher 2009).	5
Figure 4 : Représentation graphique des échanges caloriques d'un cours d'eau (modifiée de Moore et al. (2005)).	12
Figure 5 : Bilan calorique d'un cours d'eau exposé au soleil (modifié de Johnson 2004).....	13
Figure 6 : Bilan calorique d'un cours d'eau ombragé (modifié de Johnson 2004)	13
Figure 7 : Superficies des bassins versants à l'étude.	41
Figure 8 : Dispositif d'étude dans la région de Chaudière-Appalaches.	42
Figure 9 : Exemple de caractérisation d'une bande riveraine selon les catégories de l'IQBR.	46
Figure 10 : IQBR calculés pour l'ensemble des bassins versants à l'étude.	47
Distributions des données.	48
Figure 11 : Graphique de distribution des données de températures de l'eau (TH2O), de températures maximales de l'air atteintes dans un intervalle de trois jours (TAIR3), de dimensions de bassins versants (BASSIN) et de valeur d'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) à introduire dans l'exercice de modélisation.	48
Figure 12 : Graphique de distribution des résidus de la régression multiple en fonction des valeurs ajustées.	57
Figure 13 : Graphique de distribution par quantiles des résidus de la régression multiple en fonction des quantiles des valeurs théoriques.	58

Liste des tableaux

Tableau 1 : Pondération des composantes de l'IQBR.	10
Tableau 2 : Classes de qualité des bandes riveraines selon l'IQBR.	11
Tableau 3 : Utilisation des sols selon trois grandes classes dans les bassins versants à l'étude.	40
Tableau 4 : Composantes et IQBR calculés pour l'ensemble des stations BQMA.	47
Tableau 5 : Sommaire de la régression multiple retenue.	52

Liste des équations

Équation 1 :	11
Équation 2 :	35
Équation 3 :	46

Introduction

La superficie occupée par l'agriculture québécoise a diminué durant les dernières décennies. Pourtant, la production agricole n'a eu de cesse d'augmenter. Ce phénomène est rendu possible grâce à l'utilisation de technologies plus efficaces et l'intensification de l'usage des surfaces (Morisset 1987). Dans un marché économique qui ne comptabilise pas le passif environnemental des entreprises (externalités négatives) ni la valeur des biens et services écologiques (externalités positives), cette intensification tend à réduire les espaces marginaux en bordure des cultures, uniformiser le paysage et biaiser l'arbitrage entre les utilisations dites « productives » et les utilisations dites « environnementales » au détriment des dernières (Point 2000). On assiste notamment à un régime minceur pour les bandes de protection riveraines (forestières ou non) (figure 1) qui jouent un rôle déterminant d'autorégulation des flux énergétiques, biologiques et matériels dans les agroécosystèmes et plus particulièrement dans leurs composantes aquatiques (COGIRMA 2010).



Figure 1 : Le régime minceur des bandes de protection riveraines en milieu agricole (Photo : F. Lewis).

Actuellement, nos cours d'eau québécois montrent des signes encourageants de rétablissement après avoir souffert de dégradations majeures. Ce rétablissement concerne plus particulièrement la réduction à la source des charges en phosphore (MDDEP 2012b). Cependant, encore relativement peu d'études portent sur l'impact des pratiques agricoles sur le régime thermique des rivières. Bien que l'augmentation des amplitudes thermiques dans les cours d'eau agricoles soit un phénomène connu, les évaluations ne permettent pas encore d'en apprécier les subtilités, les impacts sur l'intégrité écologique de nos cours d'eau agricoles et la pression

exercée sur la faune piscicole (Grégoire et Trenchia 2007). La littérature est plus abondante sur le rôle de thermorégulation des bandes de protection en milieu forestier d'où proviennent plusieurs références. Une meilleure évaluation de la contribution des bandes riveraines agroforestières à la régulation des régimes thermiques des cours d'eau est requise afin d'en apprécier les biens et services écologiques. Ceci permettrait d'identifier les circonstances précises où la restauration des bandes riveraines est une approche efficace pour restaurer l'intégrité thermique des cours d'eau (McTammany et coll. 2007; Trenchia et Major 2009).

Si, en matière agroenvironnementale, nous sommes à la recherche de modes de gestion des agroécosystèmes qui soient plus durables, c'est-à-dire, notamment, renouvelables, reproductibles et qui soutiennent les processus écologiques (Bonny 1995), il nous faut comprendre davantage le fonctionnement des systèmes agroforestiers sous l'angle de leur contribution à la gestion intégrée des ressources en milieu agricole. Il s'agit notamment de caractériser la gestion actuelle et d'en évaluer la durabilité afin d'élaborer des outils et systèmes d'aide à la décision. L'intention de cet essai est de voir s'il est possible de spatialiser l'habitat thermique d'une espèce piscicole cible à l'aide de l'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) dans les petits bassins versants agricoles en appliquant une méthode de modélisation qui soit la plus simple possible à vulgariser.

La caractérisation de l'habitat thermique est une information très importante pour les gestionnaires et intervenants fauniques en permettant l'allocation rationnelle des efforts destinés à la protection, la restauration et la mise en valeur des ressources piscicoles en milieu agricole. En effet, l'évaluation de l'habitat thermique disponible dans les cours d'eau permettrait de quantifier les habitats en bon état et ceux pouvant être récupérés pour des espèces sensibles et recherchées comme l'omble de fontaine (Trenchia et Major 2009). Avec des moyens adéquats, il serait possible d'intervenir pour conserver ou restaurer l'intégrité thermique de

cours d'eau en corrigeant des composantes comme l'ombrage procuré par la végétation riveraine (Trencia et Major 2009).

L'idée maîtresse derrière cet essai est que si la végétation riveraine régule de façon relativement localisée la température interne des petits cours d'eau, il doit exister une façon de prédire la température des cours d'eau à l'aide d'un modèle. On devrait par la suite être capable d'utiliser ce modèle afin d'obtenir un estimé de la température des cours d'eau pour certains points donnés où sont disponibles les variables entrantes du modèle. Il serait alors possible d'évaluer l'habitat thermique pour une espèce donnée dans un certain cours d'eau, de poser un diagnostic, d'identifier les enjeux s'il y a lieu et d'effectuer des recommandations agroforestières dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole.

L'objectif du premier chapitre est de comprendre comment l'agroforesterie peut influencer la thermorégulation des cours d'eau agricole et l'habitat du poisson avant d'envisager une restauration stratégique des bandes riveraines agroforestières. L'approche proposée prend d'abord la forme d'une courte présentation de la notion d'habitat du poisson, suivie d'une revue de l'évolution conceptuelle de l'agroforesterie à des fins de production de bien et services écologiques s'inscrivant dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole. Pour concrétiser le lien pouvant exister entre ces deux éléments, une pratique est examinée plus spécifiquement : la bande riveraine agroforestière. Le deuxième chapitre est une revue bibliographique portant sur les processus à l'œuvre dans la thermorégulation des cours d'eau par la végétation des bandes riveraines agroforestières. Le troisième chapitre est également une revue bibliographique, mais portant, cette fois-ci, sur les techniques de modélisation de la température des cours d'eau. Le quatrième chapitre donne son nom au présent exercice : un essai sur la modélisation de la température de cours d'eau agricole faisant intervenir les caractéristiques des bandes riveraines agroforestières comme variable explicative. Le dernier

chapitre sera une ouverture sur des voies à explorer et une conclusion à cet essai.

Chapitre un; La thermorégulation des cours d'eau et l'agroforesterie

L'habitat thermique du poisson

Même les températures les plus basses de l'eau liquide permettent la vie. En revanche, plusieurs organismes aquatiques meurent aux températures élevées en raison de la fuite de l'oxygène dissout ou de l'altération de leurs protéines (Frontier et coll. 2004). À l'instar de toutes espèces vivantes, chaque espèce de poisson a une zone de tolérance thermique dans laquelle elle doit compléter son cycle vital, c'est l'habitat thermique. Pour une espèce donnée, la plage de température varie en fonction du stade de développement, car la température intervient directement sur le cycle de développement et le métabolisme (Leo Smith 1996). Pour plusieurs espèces, une mesure de l'habitat thermique a été estimée par les températures létales inférieure et supérieure obtenues en laboratoire. L'habitat thermique impose une contrainte sur la répartition géographique naturelle des espèces (Société de la faune et des parcs du Québec 2002).

Nous retiendrons la candidature de l'Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), ou truite mouchetée (figure 2), à titre d'espèce cible. Dans la

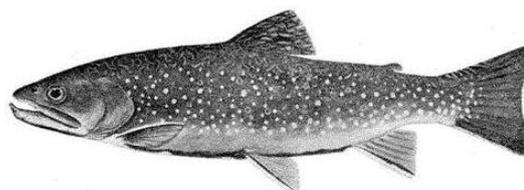


Figure 2 : Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Scott et Crossman 1973)

région de Chaudière-Appalaches, où se déroule notre étude, elle serait l'espèce la plus recherchée pour la pêche sportive (Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches 2010). Cette espèce, présente en milieu agroforestier, illustre très bien les efforts de restaurations de cours d'eau et de mise en valeur dont elle fait l'objet en milieu agricole (Brochu et Lewis 2011; Gosselin et Lewis 2011; Lewis et Brochu 2011). Ce poisson d'eau froide, claire et bien oxygénée, fréquente les ruisseaux, les rivières et les lacs. En cours d'eau, l'Omble de fontaine a besoin d'un habitat hétérogène

constitué de fosses, de rapides, d'abris variés et surtout, de zones d'ombrage. La hausse de la température de l'eau nuit à l'Ombre de fontaine, qui est souvent en compétition avec d'autres espèces plus tolérantes. En effet, l'habitat thermique modifie les habiletés compétitives des poissons et peut favoriser le déplacement d'une espèce par une autre. Par exemple, le Mulet à corne (*Semotilus atromaculatus*), très présent dans nos cours d'eau, présente un succès compétitif par rapport à la truite mouchetée à partir de 22 °C (Taniguchi et coll. 1998).

À titre d'exemple, on constate à la figure 3 (Kelleher 2009) que, pour l'Ombre de fontaine, l'habitat où l'espèce peut survivre est circonscrit par une température critique d'environ 22 °C, laquelle est atteinte en période estivale dans certains cours d'eau à un moment où les stades de développement que l'on peut retrouver sont les jeunes de l'année et les stades subséquents. Au-delà de cette température, l'espèce est sujette à mortalité. Une température se maintenant près des valeurs critiques peut provoquer une augmentation des affections virales ou bactériennes et augmenter la mortalité par maladie. Indirectement, une augmentation de température agira sur les organismes en diminuant la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Piégay et Maridet 1994). Il faut également mentionner que les expositions chroniques ont des effets moins spectaculaires que les expositions aiguës mais elles sont plus susceptibles d'affecter durablement l'assemblage d'une population piscicole.

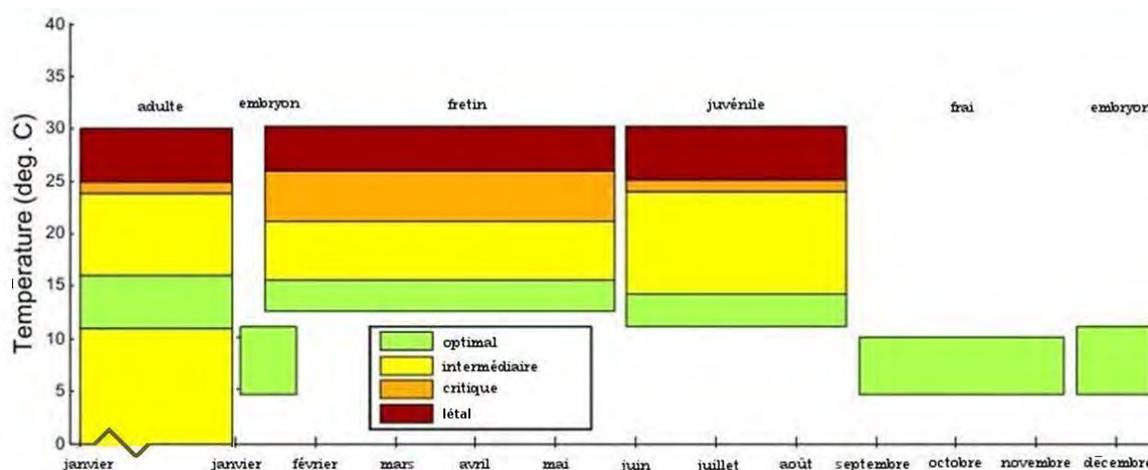


Figure 3 : Représentation graphique de l'habitat thermique de l'Ombre de fontaine (modifiée de Kelleher 2009).

La température maximale de l'eau atteinte dans une rivière est donc un critère permettant de déterminer si ce milieu peut soutenir une population d'Ombles de fontaine (Société de la faune et des parcs du Québec 2002).

D'un point de vue trophique, les poissons font généralement partie du groupe fonctionnel des prédateurs supérieurs. Par leur position, ils intègrent toute modification trophique du système. Or les bandes riveraines agroforestières contrôlent l'assemblage trophique à sa base. Elles limitent la production autotrophe par l'ombrage et la régulation de la température. De ce fait, la productivité primaire brute dans les cours d'eau est en général plus élevée dans les paysages avec peu de végétation riveraine et moindre dans les paysages forestiers. Les différences sont particulièrement marquées entre les cours d'eau en milieu forestier et les cours d'eau en milieu agricole (Bernot et coll. 2010). Toute manipulation de la végétation induira des changements dans l'assemblage trophique et la productivité piscicole en raison, notamment, de modifications des ressources alimentaires (Piégay et Maridet 1994).

L'agroforesterie et l'échelle paysagère

Dans les paragraphes précédents, le rôle de la végétation rivulaire apparaît comme un élément de première importance pour la protection de l'habitat thermique du poisson. Cette même végétation joue également d'autres rôles importants qui concernent l'habitat du poisson sans nécessairement être rattachés à la thermorégulation. Dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole, l'aménagement de bandes riveraines forestières relève de l'agroforesterie.

Conceptuellement, l'agroforesterie a d'abord émergé d'une approche à l'échelle du parcellaire, ou à tout le moins à l'échelle des unités de production. Elle comporte une diversité de systèmes et de pratiques d'aménagement d'agroécosystèmes dans lesquels des ligneux pérennes sont entretenus en association spatiale ou temporelle à des cultures non

pérennes ou des productions animales (Torquebiau 1990). Par l'association des composantes, l'agroforesterie se caractérise par une approche intégrée et systémique qui substitue au principe de maximisation de l'agriculture productiviste le principe d'optimisation des ressources (Mallet et Depommier 1997). Cela se traduit concrètement par une diversification des produits et des services issus de l'agriculture.

Afin qu'un système de production et les pratiques associées soient d'un certain intérêt, des interactions écologiques ou économiques positives doivent évidemment être présentes entre les diverses composantes (Torquebiau 1990), en quelque sorte; un total plus grand que la somme des composantes. Certains auteurs ont fait remarquer que les divers systèmes de production sont presque toujours nichés dans un système d'ordre supérieur, un agroécosystème dont les frontières débordent largement les limites du parcellaire et peuvent embrasser tout un paysage (Naveh et Lieberman 1984). En ce qui concerne la thermorégulation des cours d'eau en milieu agricole, il s'agit bien de l'échelle qui doit être considérée au chapitre des interactions positives.

Dans la recherche d'une définition qui, sans contredire les précédentes, vise à mettre l'accent sur la gestion des systèmes à l'échelle du paysage, un postulat proposé serait que les manipulations correspondent à diverses phases de développement d'agroécosystèmes dont l'intégrité écologique augmente dans le passage vers des agroforêts matures. Cette idée est très compatible avec les postulats méthodologiques de Saint-Jacques et Richard (1996) (voir : L'évaluation des bandes riveraines agroforestières). On doit considérer les agroforêts comme étant composées par l'ensemble des éléments forestiers présents dans un agroécosystème, à l'instar des forêts urbaines composées par l'ensemble des éléments forestiers se trouvant dans les écosystèmes urbains, sans égard à leur mode de distribution spatiale. Ces éléments comprennent les arbres, bien entendu, mais également des arbustes, des plantes herbacées, des éléments fauniques ainsi que des éléments de sous-système qui leur soit propre tel le système «sol». La

définition suivante a donc été proposée: «systèmes de gestion des ressources naturelles dynamiques et de fondements écologiques permettant, par le biais de l'intégration des arbres à l'échelle de la ferme, de diversifier et de soutenir les petites productions pour l'obtention de bénéfices sociaux, économiques et environnementaux à l'échelle du paysage qui sont considérablement plus grands que la somme des bénéfices à l'échelle des exploitations individuelles »(Leakey 1996).

Bien que cette définition soit restrictive quant à la taille des exploitations, alors que Farrell en présentait auparavant un large spectre d'application non sans reconnaître l'intérêt pour les petites productions (Farrell 1987), elle introduit clairement le passage à une agroforesterie pratiquée à diverses échelles, dont l'échelle paysagère, et destinée à inclure dans ses produits des externalités positives tels que les biens et services écologiques qui peuvent s'inscrire dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole.

Les bandes riveraines

L'expression «bande riveraine » dans son sens strictement littéral, ne réfère qu'à un espace adjacent à une rive. En fonction de ses caractéristiques, cet espace peut contribuer plus ou moins à la protection de l'habitat aquatique, il peut être enherbé, cultivé, arboré, pavé, etc. Dans un contexte d'intervention agroenvironnementale, il serait plus approprié d'utiliser l'expression «bande de protection riveraine ». Plusieurs litiges portent sur la définition de la bande de protection riveraine, sur ses caractéristiques comme sur la méthode utilisée pour la délimiter. Le MDDEP, pour sa part, considère la bande riveraine comme étant un couvert végétal permanent composé d'un mélange de plantes herbacées, d'arbustes et d'arbres adjacents à un cours d'eau ou à un lac (Gagnon et Gangbazo 2007). On conçoit également la bande riveraine comme un espace composé d'une zone humide, d'une zone de transition et d'une zone de hautes terres (CCSEEC 2001). L'espace compris entre la limite inférieure et la limite supérieure de montée des eaux de crues porte le nom de littoral. À partir de

cette limite supérieure, aussi appelée ligne naturelle des hautes eaux, s'étend une zone de hautes terres généralement non submergées. La ligne naturelle des hautes eaux est un élément clef de la prescription réglementaire au Québec.

Comprendre le cadre réglementaire en matière de bandes de protection riveraines en milieu agricole n'est pas strictement nécessaire à l'atteinte de nos objectifs. Toutefois, il est à noter que la prescription réglementaire minimale demeure un standard dans l'aire d'étude. Bien que ce soit la politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (PPRLPI) (MDDEP 2005) qui oriente les réglementations ayant trait aux rives et aux bandes de protection riveraines (dont la largeur recommandée varie entre 10 et 15 mètres selon la configuration des sites), pour les cours d'eau en milieu agricole, c'est le Règlement sur les exploitations agricoles (MDDEP 2002) qui définit les usages dans la bande riveraine. La largeur de protection sans cultures y a été fixée à un minimum de trois mètres à partir de la ligne naturelle des hautes eaux pour les cours d'eau et à un mètre pour les fossés. Dans le cas des cours d'eau, si la largeur du talus est supérieure à trois mètres, une bande de un mètre doit toujours être conservée sur le haut du talus. Nous allons voir qu'en regard de la thermorégulation, la largeur minimale mise en place par ce règlement est d'une efficacité médiocre si l'on en croit la littérature.

Cet essai s'intéresse plus spécifiquement aux bandes riveraines agroforestières, mais afin d'en apprécier les services, nous devons étudier les autres types de bandes riveraines rencontrées en milieu agricole. Les bandes riveraines agroforestières font plus spécifiquement référence à des techniques de disposition linéaire (Mary et Besse 1996) qui incorporent la présence de végétaux ligneux pérennes en strates arborescentes ou arbustives dans la bande riveraine pour la production, notamment, de bien et services environnementaux.

L'évaluation des bandes riveraines agroforestières

En raison de leur grande importance au chapitre de la conservation des ressources et usages associés à l'eau, l'état des bandes riveraines agroforestières est généralement bien connu au Québec et utilisé à des fins de suivi de l'état de l'environnement. Le protocole de caractérisation le plus populaire au Québec conduit à l'Indice de qualité des bandes riveraines (IQBR). À l'échelle du paysage, l'IQBR offre un excellent indicateur de progression agroenvironnementale. L'IQBR permet de caractériser et de synthétiser l'état des rives d'un cours d'eau à l'aide d'une thématique de couleur reflétant l'intégrité écologique, d'où le lien avec la définition de Leakey (1996).

La production d'un IQBR est relativement simple suivant la méthode de Saint-Jacques et Richard (1996). Des unités d'évaluation de quinze mètres de large sont appliquées de part et d'autre du cours d'eau sur une longueur de 1000 mètres. Les côtés gauche et droit du cours d'eau forment des unités d'évaluation distinctes. Pour chaque unité d'évaluation, l'indice est calculé en fonction de différentes composantes occupant la bande riveraine (tableau 1). Les chercheurs décrivent ainsi leur méthode: «Une cote est donnée à chaque composante afin d'obtenir la valeur finale [pondérée] de l'IQBR. La cote estime le potentiel de chacune des composantes à remplir les fonctions écologiques qui définissent l'habileté de l'écosystème riverain à maintenir et à soutenir les communautés d'organismes terrestres et aquatiques dans un état équilibré et propre à celui des milieux naturels» (Saint-Jacques et Richard 1996). On constate le rapprochement avec l'idée énoncée par Leakey à peu près au même moment (1996) (voir la section «*L'agroforesterie et l'échelle paysagère*»). Les couverts forestiers, qui ont la capacité de maintenir des communautés biotiques équilibrées et intègres (Saint-Jacques et Richard 1996), ont le plus fort facteur de pondération qui est de 10. À l'inverse, les sols nus ont la cote la moins élevée, soit 1,7. Dépourvus de

Tableau 1 : Pondération des composantes de l'IQBR.

Composantes	Facteurs de pondération
Forêt	10
Arbustaie	8,2
Herbacaie	5,8
Coupe forestière	1,3
Socle rocheux	3,8
Friche et pâturage	3
Culture	1,9
Infrastructure	1,9

couvert végétal, ils favorisent notamment l'augmentation de la température du cours d'eau.

Par la suite, l'IQBR est calculé en fonction du pourcentage de recouvrement des différentes composantes sur les unités d'évaluation. Le calcul de l'IQBR est alors effectué par unités d'évaluation à partir de l'équation 1.

Équation 1 :

$$IQBR = [\sum (\%i \times Pi)] / 10$$

Où;

i = énième composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.)

%i = pourcentage du secteur couvert par la énième composante

Pi = facteur de pondération de la énième composante

La valeur finale de l'IQBR varie entre 17 et 100. Les valeurs obtenues peuvent être classées par catégories selon l'index du tableau 2.

Tableau 2 : Classes de qualité des bandes riveraines selon l'IQBR.

Catégories	Classes d'IQBR
Très faible	[17, 39,5[
Faible	[39,5-59,5[
Moyenne	[59,5, 74,5[
Bonne	[74,5, 89,5[
Excellente	[89,5, 100]

L'IQBR n'a pas que des qualités. Bien que d'une grande simplicité (il s'agit de spatialiser des moyennes pondérées), dériver cet indicateur exige une somme de temps considérable. L'indicateur pose problème en regard des comparaisons temporelles entre deux exercices en raison de géométries changeantes des cours d'eau, ce qui complexifie le processus d'analyse spatiale. De plus, si l'IQBR s'avère excellent à grande échelle, il a tendance à perdre de l'intérêt à petite échelle (par exemple 1 : 60 000) car la représentation cartographique des résultats se confond avec l'usage général du territoire perçu à cette échelle. Finalement, la mise à jour de l'IQBR dépend de la disponibilité des clichés orthophotographiques. Il faudrait chercher à maximiser, durant la période de vie utile, les bénéfices diagnostiques attendus de l'IQBR.

Chapitre deux; Processus de thermorégulation des cours d'eau en lien avec la végétation des bandes riveraines agroforestières

Influences de la couverture végétale sur l'ensoleillement et les phénomènes radiatifs

Le rôle de thermorégulation des cours d'eau par les bandes riveraines agroforestières est largement dépendant de l'ombrage offert par la végétation riveraine arborée. Cependant, plusieurs mécanismes subtils à l'œuvre influencent les échanges énergétiques à travers trois principales interfaces : la surface de l'eau, le lit du cours d'eau, ainsi que les berges (Moore et coll. 2005). Ils influencent directement la température de l'eau qui s'écoule comme le montre la figure 4.

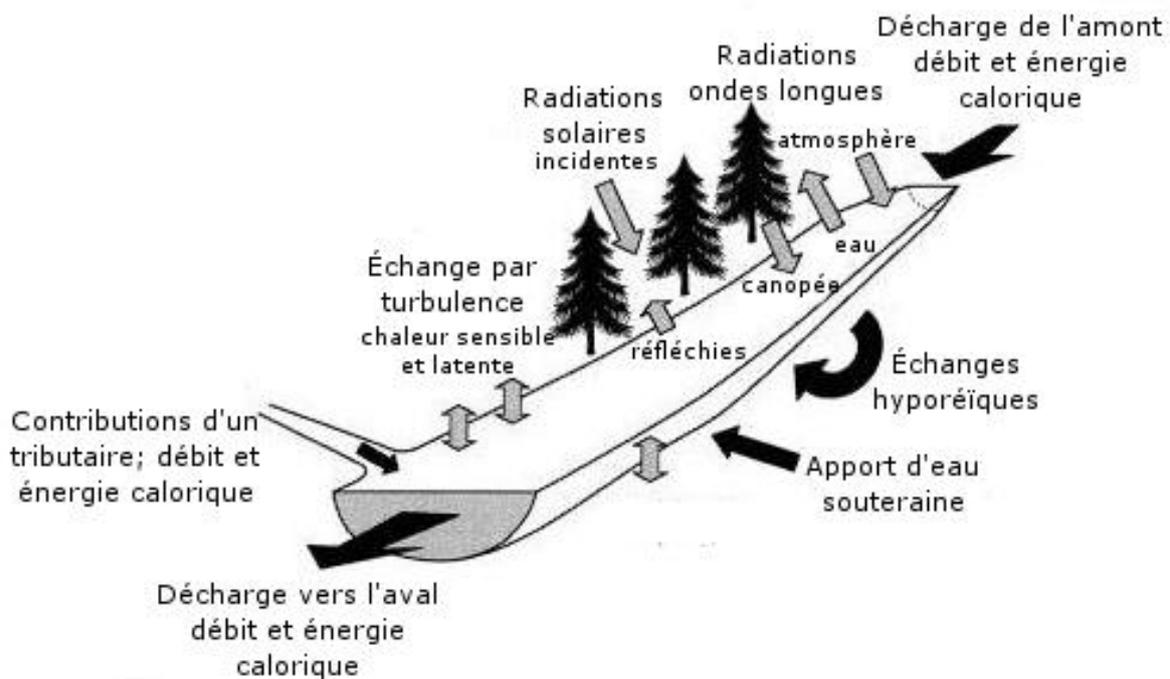
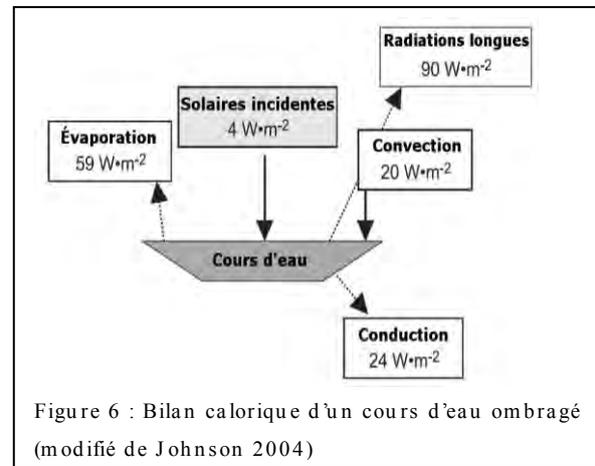
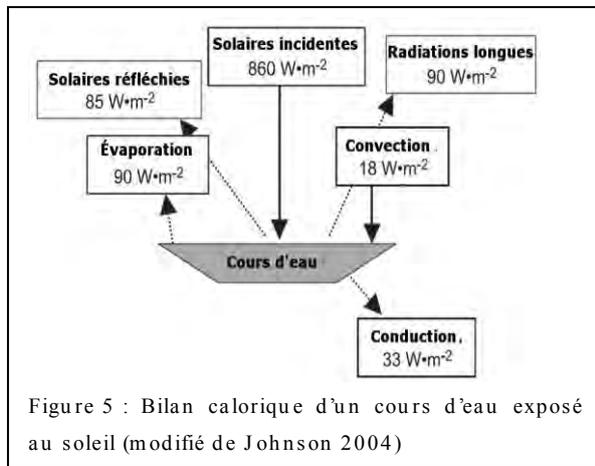


Figure 4 : Représentation graphique des échanges calorifiques d'un cours d'eau (modifiée de Moore et coll. (2005)).

La végétation rivulaire contrôle la température de l'eau de façon proportionnelle à la surface exposée aux radiations et à l'énergie solaire entrante (Piégay et Maridet 1994). Cette surface doit être mise en rapport à l'envergure générale d'un cours d'eau. Ainsi, les petits cours d'eau sont beaucoup plus affectés que les grands cours d'eau par des changements

microclimatiques. L'augmentation de l'ensoleillement en serait le facteur le plus important pendant la période estivale (Moore et coll. 2005).



Les bilans thermiques obtenus d'expériences d'ombrage de cours d'eau ont montré l'influence dominante de l'énergie solaire sur la température de petits cours d'eau (Johnson 2004) (figures 5 et 6). L'ensoleillement influence les échanges énergétiques à travers les trois interfaces du cours d'eau. La transmission de radiation solaire à travers la canopée dépend largement de la hauteur de la couronne et de la densité du feuillage, mais avec ces attributs, la largeur d'un cours d'eau s'ajoute aux principales variables définissant le pourcentage d'ombre projetée sur un cours d'eau (DeWalle 2008). Si les petits cours d'eau sont plus sensibles que les grands, DeWalle (2008), à l'aide d'un indice mettant en rapport la hauteur de la végétation et la largeur d'un cours d'eau, montre qu'au-delà d'une certaine largeur, l'ombrage perd de l'influence sur la thermorégulation du cours d'eau.

Outre l'ensoleillement direct, les cours d'eau reçoivent une part importante de radiations longues qui transfèrent beaucoup d'énergie thermique. Ces contributions n'apparaissent pas dans les bilans thermiques de Johnson (2004) (figures 5 et 6). La littérature indique cependant que, par rapport aux systèmes ouverts typiques de l'agriculture, les canopées plus fermées, comme celles des milieux arborés, augmentent la quantité de radiations d'ondes longues reçues à la surface du sol. La canopée change la distribution spectrale de la lumière parce que le feuillage des plantes

absorbe les ultraviolets et les radiations photosynthétiquement actives et réfléchit des longueurs d'onde différentes. De plus, la quantité de radiations de grande longueur d'onde atteignant le sol augmente avec la densité de la canopée parce que cette dernière est généralement plus chaude et d'émissivité plus élevée que le ciel bloqué. Cette augmentation influence le régime thermique de la sous-canopée forestière. Il peut arriver qu'elle contrebalance l'effet de la réduction des radiations solaires sur le bilan thermique. Cependant, en général, la contribution nette des phénomènes radiatifs demeure moindre que dans les environnements ouverts (Moore et coll. 2005).

Influence de la couverture végétale sur les écoulements hypodermiques et les débits

Les petits cours d'eau sont très affectés par des changements microclimatiques (Moore et coll. 2005). Premièrement, si l'on considère la température d'un cours d'eau, par analogie, comme étant la concentration d'énergie thermique dans un volume, il est évident que la quantité d'énergie, d'une part, et le volume d'eau, d'autre part, ont une influence. On pourra remarquer qu'en général, le volume d'un cours d'eau pour une section donnée s'accroît plus rapidement que la somme des superficies disponibles aux interfaces pour les échanges, ce qui explique en partie l'inertie plus importante des grands cours d'eau et la sensibilité des petits. C'est le même jeu de superficie relative au volume que l'on utilise pour quantifier les déperditions de chaleur chez les animaux (Leo Smith 1996). Le volume passant une section de cours d'eau est appelé «débit». Les observations indiquent que lorsque le débit d'un cours d'eau augmente, les écarts de température entre les stations ombragées et ensoleillées s'amenuisent. L'augmentation des débits fait généralement suite à des précipitations; simultanément, les vitesses augmentent et l'eau franchit plus rapidement la distance entre les stations, laissant moins de temps pour un changement de la température de l'eau. Par ailleurs, il est à mentionner que les radiations solaires incidentes diminuent lorsque la météo est pluvieuse (Grégoire et Trencia 2007).

Ces observations sont d'une importance majeure puisque la longueur totale des petits cours d'eau en milieu agroforestier dépasse largement celle des grands cours d'eau. Par ailleurs, leur état conditionne directement celui des milieux plus larges en aval (Trencia et Major 2009). Une autre démonstration qui va dans le même sens est celle de Quinn et Wright-Stow (2008) qui ont observé un temps de recouvrement des régimes thermiques post-récolte dans des parterres de coupes forestières qui est inverse à la largeur du cours d'eau tel qu'indexé par grandeurs de bassins versants, largeur du chenal et débit de l'écoulement de base (Quinn et Wright-Stow 2008). La dimension d'un cours d'eau semble donc être une variable importante à intégrer dans un modèle de température.

En revenant à notre analogie d'une quantité d'énergie dans un volume d'eau, le volume représente le bilan des flux hydriques qui chacun possèdent leur propre débit. La quantité d'énergie, elle, représente le bilan des flux d'énergie thermique. Il y a généralement, en faisant exception des écoulements sur dépôts karstiques, trois composantes pour les bilans des flux hydriques : les apports souterrains, le débit entrant de l'amont et le débit sortant vers l'aval (Kelleher 2009). Les apports par les précipitations sont assimilés au débit de l'amont et les pertes par évaporation et aéroaspersion sont considérées négligeables sous nos latitudes. Ce modèle est très simpliste et ne convient pas aux écoulements sur dépôts karstiques, tels que ceux que l'on rencontre sur l'île d'Anticosti, où l'essentiel des flux dans les divers hydrosystèmes relèvent de composantes souterraines. Il faudrait subdiviser davantage ces composantes pour bien représenter les échanges en y ajoutant notamment l'exportation souterraine par infiltration.

La question des apports souterrains au cours d'eau et des liens avec la couverture riveraine est intéressante. On distingue principalement trois sources. La première est constituée par les résurgences de nappe. Les résurgences proviennent de grandes profondeurs dans le sol. Elles contribuent à l'écoulement de base des cours d'eau. On distingue en

deuxième lieu les écoulements hypodermiques. Ceux-ci circulent juste sous la surface du sol et sont plus influencés par les événements microclimatiques. Finalement, on pourrait également mentionner les écoulements hyporéïques constitués par l'eau circulant juste sous la surface du lit du cours d'eau. La contribution des écoulements hyporéïques au débit est neutre, car l'écoulement est alimenté par le cours d'eau lui-même. Ces trois sources effectuent des échanges constants avec les cours d'eau et sont d'une certaine fraîcheur (Loheide et Gorelick 2006). Les résurgences sont les eaux souterraines qui sont le moins sujettes à un réchauffement découlant des usages et de la couverture des sols. Des études ayant porté sur l'habitat thermique dans 43 bassins versants de l'Ontario estiment que 54 % des variances de la répartition des poissons d'eau froide et des variances de la répartition des poissons d'eau chaude dans les bassins versants peuvent s'expliquer par les variables d'écoulement d'eau souterraine et de température de l'air (Chu et coll. 2008), ce qui souligne l'importance des contributions des eaux souterraines. Bien que le couvert forestier permette une très bonne protection de l'habitat thermique des Ombles de fontaine, une forte contribution de la nappe phréatique à l'écoulement de base d'un cours d'eau permettrait également de conserver l'eau fraîche malgré des températures estivales élevées, ce qui permettrait de hausser l'intensité de l'usage agricole des sols lorsque ces conditions sont satisfaites (Siitari et coll. 2011).

Le lien entre la température des écoulements hypodermiques et les usages des sols adjacents aux cours d'eau est reconnu en milieu forestier où les augmentations de température dans les parcelles les plus intensément exploitées sont attribuables aux perturbations des zones de drainage latéral (Bourque et Pomeroy 2001; Kreuzweiser et coll. 2009). Il apparaît donc que l'usage des terres adjacentes affecte la qualité des écoulements hypodermiques. Le maintien d'une végétation dense sur les terres adjacentes permet de protéger ces écoulements d'un réchauffement.

D'ailleurs, dans leur étude qui porte sur 40 bassins versants forestiers de l'État de Washington, Pollock et coll. (2009) ont conclu qu'il y a une relation positive très forte entre les superficies récoltées et les maximums de températures observés. Cette relation est toutefois légèrement plus faible lorsqu'il s'agit de superficies en zone riveraine. Les auteurs ont en effet remarqué que plusieurs cours d'eau très bien ombragés dans des bassins versants récoltés ont des températures plus élevées que des cours d'eau dans des bassins versants non récoltés. Ceci indique que la restauration de l'ombrage des cours d'eau ne permettrait pas complètement de compenser les autres facteurs de réchauffement (Pollock et coll. 2009).

Ajoutons également que les écoulements hypodermiques et les résurgences de nappe contribuent au maintien des débits d'étiages dont les plus sévères surviennent généralement au moment où les températures sont les plus élevées. Ils contribuent donc aussi de cette façon à modérer l'impact d'une perte de volume d'écoulement qui, on le sait, favorise le réchauffement de l'eau.

L'influence des écoulements hyporéïques est encore mal comprise. Cette influence relève des échanges énergétiques avec les eaux courantes ainsi qu'avec le substrat. La zone hyporéïque est particulièrement bien développée dans les substrats de cours d'eau très perméables composés de matériels grossiers. Cette zone reçoit et accumule la chaleur reçue des eaux courantes lors de la recharge. Cette chaleur est par la suite retournée sur des intervalles plus ou moins longs, complexifiant le bilan thermique des eaux de surface. La décharge hyporéïque ne serait pas systématiquement plus froide ou plus chaude que l'écoulement de surface. Les différences proviendraient de cycles d'intervalles différents entre les écoulements de surface et la décharge hyporéïque, introduisant ainsi un asynchronisme ou effet tampon (Loheide et Gorelick 2006; Arrigoni et coll. 2008).

Influence de la couverture végétale sur les échanges énergétiques à l'interface air/ eau

Chu et coll. (2008) ont retenu la température de l'air en plus de l'écoulement d'eau souterraine comme variable explicative de l'habitat thermique des poissons d'eau froide. La température de l'air est à la fois une variable déterminante et une covariable. L'air peut être source d'énergie thermique pour un cours d'eau, mais l'air étant réchauffé par les mêmes processus radiatifs que le cours d'eau, leurs températures évoluent de pair.

Les flux de chaleur à l'interface air-eau comportent des composantes radiatives, conductives, convectives/advectives, et toutes influencent l'évaporation-condensation qui représente également un flux important (Villeneuve et coll. 1998). En général, lorsqu'on referme une canopée, les phénomènes convectifs prennent de l'ampleur au détriment des phénomènes advectifs (Baldy et coll. 1993), mais les vents de vallée (advection) sont des exceptions propres aux cours d'eau (Moore et coll. 2005). Les apports énergétiques viennent du contact avec l'air et les exportations sont réalisées sous forme d'évaporation (Kelleher 2009). Plus largement, les phénomènes d'évapotranspiration sont une variable dont la contribution nette n'est pas bien documentée sauf à l'aide de modèles déterministes pour des études de cas très ponctuelles. C'est pourtant un phénomène qui devrait avoir de l'importance, en particulier pour des dispositifs linéaires dans une matrice agricole ouverte, car il a été noté que les arbres des systèmes agroforestiers transpiraient plus que ceux des forêts fermées (Baldy et coll. 1993). L'air y est plus chaud le jour et la circulation de l'air, plus élevée.

Influence de la couverture végétale sur les échanges énergétiques avec le substrat

Plusieurs auteurs se préoccupent de l'influence du substrat sur l'habitat thermique. Cette influence comporte diverses composantes dont la première a été abordée plus haut : il s'agit de la perméabilité du lit du cours d'eau qui permet la recharge par les eaux souterraines. La perméabilité, en raison du phénomène de remontée capillaire dans les substrats meubles en

bordure des cours d'eau, peut également influencer les phénomènes évaporatifs. Une autre composante, celle qui est la plus citée, interpelle surtout les échanges énergétiques par conduction à l'interface du lit et de l'eau. En effet, l'inertie thermique du lit varie en fonction des divers substrats (galets, argiles, limons, roches mères, etc.) et affecte le taux des transferts énergétiques. En réalité, l'inertie introduite dans un système ne change pas un bilan global, mais peut avoir un impact si des pas de temps de courtes durées sont utilisés; c'est une question de longueur de cycles et de leur synchronisme, exactement comme dans le cas de la contribution des écoulements hyporéïques.

L'albédo du substrat est la caractéristique qui, en définitive, pourrait avoir le plus d'impact, notamment sur la température des écoulements hyporéïques. Elle est pourtant peu citée. L'albédo réfère aux propriétés d'absorptivité/réfectivité du substrat (Kelleher 2009). Il s'agit là d'une caractéristique sur laquelle la végétation riveraine est sans effet direct, mais on comprend qu'il doit exister une interaction avec l'ombre projetée par la végétation. Ceci dit, l'usage des sols en bordure des cours d'eau peut altérer la composition du dépôt de surface dans un cours d'eau. Les labours, tout comme la déforestation, l'aménagement de traverses de cours d'eau et le piétinement des rives par le bétail, entraînent la sédimentation de particules fines en aval. L'occupation des rives par une bande forestière peut contribuer à limiter ces phénomènes.

Autres facteurs d'influences

On néglige généralement l'apport de chaleur des précipitations, qui serait inférieur à 1 % des apports totaux en énergie calorifique (Moore et coll. 2005). Cependant, cette estimation ne concerne que les eaux de précipitations qui atteignent directement le cours d'eau. En effet, les eaux de ruissellement sur les surfaces adjacentes aux cours d'eau peuvent être rapidement réchauffées par contact avec le sol. Le ruissellement en milieu urbain, par exemple, est généralement constitué d'eaux chaudes.

L'énergie calorique attribuable à la friction est négligée, car il peut être démontré que sa contribution est appréciable uniquement en écoulement torrentiel sur forte pente et sous des conditions de faibles radiations incidentes (Moore et coll. 2005). Par ailleurs, la couverture végétale riveraine n'affecte pas vraiment ce phénomène.

Effets mesurés des bandes de protection forestières sur les amplitudes thermiques des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers

L'effet de la réduction des amplitudes thermiques dans les couverts fermés par rapport aux milieux ouverts est bien documenté (Baldy et coll. 1993). Dans une matrice agroforestière, des mesures de l'effet du couvert riparien en milieux ouverts (amont) et fermés (aval) ont montré la réduction des extrêmes de température de l'eau pour les sites couverts; les maxima, les moyennes et la variabilité étaient tous réduits alors que les minima étaient plus élevés (Malcolm et coll. 2008; Brown et coll. 2010). L'ombrage de la végétation riveraine aurait une influence marquée en limitant le nombre de jours par année où les températures maximales journalières excèdent les seuils critiques pour une espèce cible (Broadmeadow et coll. 2011). L'effet serait variable selon la saison en étant plus prononcé durant la saison chaude (il y a peut-être également un effet de débit saisonnier) (Malcolm et coll. 2008). Dans un milieu agricole de Chaudière-Appalaches, sur des cours d'eau dont le bassin versant est de l'ordre de 10 kilomètres carrés, la différence entre les stations serait plus prononcée quand la température de l'air est chaude et que le débit est faible, soit en période d'étiage estival. Ceci est particulièrement marqué pour les températures de l'eau supérieures à 20 °C et, dans une moindre mesure, pour celles entre 15 et 20 °C (Grégoire et Trencia 2007).

Effets mesurés de la largeur des bandes de protection forestières sur le régime thermique des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers

L'efficacité de la thermorégulation en fonction de la largeur d'une bande de protection est assez documentée. Par exemple, on rapporte couramment que

la disparition de la végétation riveraine (largeur de 0 mètre) peut entraîner une augmentation de la température de l'eau de l'ordre de 2 à 10 °C (Belt et coll. 1992). Les résultats de Grégoire et Trencia (2007) tombent dans cet intervalle (2 °C). Dans les Maritimes, des études ont montré qu'une bande riveraine très dense de 24 mètres de large permet de réduire l'ensoleillement presque totalement alors qu'une largeur de 17 mètres réduit l'ensoleillement de 90 % (Belt et coll. 1992). Ces résultats correspondent à peu de choses près à ceux obtenus en parterres de coupes forestières sur quinze cours d'eau sur des bassins versants d'en moyenne 82 hectares. Les cours d'eau sans bandes de protection riveraines ont subi le plus fort accroissement de températures moyennes hebdomadaires (3,4 °C). À 11 mètres de largeur, on observe un accroissement de moins d'un degré. À 23 mètres, on n'observe aucun changement (Wilkerson et coll. 2006). Avec des bandes riveraines de protection de 30 à 60 mètres, on n'observerait pas de relation entre la largeur et le niveau de réchauffement des cours d'eau (Bourque et Pomeroy 2001). Ceci dit, la quantité d'ombrage dépendrait plus de la hauteur et de la densité de la végétation que de la largeur de la bande riveraine (Belt et coll. 1992; DeWalle 2008). Il semble que l'évaluation des bandes riveraines agroforestières sur une largeur de 15 mètres, tel que suggéré par la méthode de l'IQBR (Saint-Jacques et Richard 1996), soit appropriée pour modéliser l'habitat thermique en cours d'eau.

Effets mesurés de la longueur d'exposition sur le régime thermique des petits cours d'eau en milieux agricoles et forestiers

Les études montrent que la végétation riveraine permet la thermorégulation des cours d'eau sur des distances relativement courtes ou, dit autrement, que l'impact de l'exposition est mesurable sur de courtes distances. Une conséquence de cette caractéristique est la possibilité d'observer un effet de régénération (*reset*) par les boisés résiduels ripariens en milieu agricole. Puisque des valeurs relativement cohérentes sont proposées concernant l'impact de la largeur des bandes de protection riveraine agroforestières sur l'habitat thermique du poisson, il est pertinent

de se préoccuper de la continuité de ces bandes et de voir dans quelle mesure leur rupture influence l'habitat thermique.

Dans une expérience d'ombrage de cours d'eau, l'ombrage de 150 mètres de section d'un ruisseau d'ordre deux (selon la classification de Strahler) a fait décroître les températures maximales de l'eau significativement, mais les températures minimales et moyennes sont restées inchangées (Johnson 2004). Une autre étude mentionne toutefois qu'après 100 mètres de passage en sous-bois, l'accroissement de température est toujours observable par rapport aux températures préalables aux coupes forestières sans bandes de protection riveraines situées à l'amont (Wilkerson et coll. 2006).

Sans contredire les valeurs avancées par les études précédentes, Broadmeadow et coll. (2011) élargissent l'intervalle de 100 mètres à 1000 mètres par le biais d'une régression linéaire. Elle montre qu'une augmentation de 50 % du couvert riparien sur une distance variant entre 100 et 1000 mètres serait associée, à l'embouchure, à une réduction de la température moyenne de l'ordre de 1 °C. Cette équipe prétend qu'un taux d'ombrage variant entre 20 et 40 % aurait été suffisant pour conserver les températures estivales sous les valeurs létales pour leur espèce cible, la Truite brune (*Salmo trutta*). À 80 %, on éviterait en plus les températures critiques au-delà de l'optimum de croissance (Broadmeadow et coll. 2011). En Chaudière-Appalaches, sur des distances comparables, mais cette fois-ci en absence de bandes riveraines agroforestières, une différence de température de l'eau pouvant aller jusqu'à 2 °C après un passage moyen d'un kilomètre en milieu ouvert à été mesurée (Grégoire et Trencia 2007). Une autre étude mentionne pour sa part que, sur de petits cours d'eau (10 kilomètres) en milieu agricole, des fragments forestiers de 5 à 7 hectares (c'est-à-dire un passage de cours d'eau en sous-bois de l'ordre de 850 mètres si l'îlot est un cercle) localisés dans les portions basses des bassins versants n'ont pas permis de réduire les impacts négatifs de l'agriculture située en amont (Harding et coll. 2006). La distance exacte de passage du cours d'eau

en sous-canopée n'est pas explicite. En résumé, le constat d'un effet des bandes riveraines agroforestières sur une distance d'environ 1 kilomètre telle que suggéré dans la méthodologie de production des IQBR (Saint-Jacques et Richard 1996) est une hypothèse crédible.

Chapitre trois; La modélisation de la température dans les cours d'eau

La modélisation et ses fins

L'intention de cet essai étant de trouver une méthode simple et accessible pour diagnostiquer l'habitat thermique du poisson, il importe d'effectuer un survol de l'inventaire des modèles développés, de leurs principales caractéristiques et des conditions d'utilisation afin d'évaluer la voie la plus prometteuse en regard de notre objectif. C'est là l'intention de ce troisième chapitre. S'il semble s'éloigner de l'agroforesterie et de la biologie aquatique, c'est pour mieux y revenir avec de nouveaux outils empruntés à un segment littéraire totalement distinct des précédents.

L'idée de modéliser la température des cours d'eau sans y avoir trempé l'orteil n'est pas farfelue et plusieurs études ont démontré la possibilité de le faire. Les modèles sont des outils de première importance dans un contexte de gestion intégrée des ressources. Un modèle est une représentation plus ou moins complexe d'un phénomène et devrait, au plus, être considéré comme un outil d'aide à la décision et non comme une prescription. De manière générale, la modélisation d'un système donné permet de «faire avancer la compréhension du fonctionnement du système modélisé et de prédire des états futurs [...] en fonction de différentes sollicitations ou d'évaluer la réponse du système à différents scénarios d'usage de ce dernier » (Villeneuve et coll. 1998).

L'opinion de Villeneuve et coll. (1998) sur les enjeux de la modélisation de la qualité de l'eau est claire et est toujours d'actualité. «Les enjeux se situent plus au niveau du transfert technologique vers les utilisateurs potentiels de ce genre d'outils qu'au niveau du développement proprement

dit. Il reste donc un travail important à faire afin d'intégrer la modélisation aux processus décisionnels et opérationnels ». Notre approche est une voie de contournement qui consiste à modéliser la température de l'eau à l'aide d'une variable entrante relativement bien connue et accessible aux praticiens : l'IQBR. Il s'agira alors pour l'utilisateur de partir du connu pour aller vers le modèle, et non l'inverse. La prochaine tâche est de survoler l'inventaire des techniques disponibles et de voir en quoi elles se prêtent ou non à nos objectifs. Les modèles de température des cours d'eau peuvent généralement se ranger en deux grands groupes : les modèles déterministes et les modèles statistiques (Caissie 2006).

Les modèles déterministes

La modélisation déterministe utilise les lois physicochimiques ainsi que l'ensemble de ce qui est connu du système à modéliser (Gangbazo et coll. 2005). En ce qui a trait au régime thermique, les modèles déterministes sont généralement basés sur des bilans thermiques qui requièrent un grand nombre de variables entrantes (physiographie, hydrologie, météorologie, etc.). Les exemples de ce type incluent le modèle CEQUEAU, particulièrement utilisé à l'INRS-ETE, pour ne nommer que celui-là. Plusieurs modèles déterministes visent à documenter la migration de substances susceptibles de contaminer l'environnement. Le milieu agricole aura retenu beaucoup l'attention avec ses problématiques relatives au phosphore, aux matières en suspension, ainsi qu'à la diffusion de l'azote. La plupart de ces modèles ont intégré une composante sur la température. La raison en est que les vitesses des réactions chimiques et biologiques sont fonction de la température. En général, l'équation servant à estimer l'évolution spatiale et temporelle de la température de l'eau est obtenue en effectuant un bilan des échanges de chaleur entre le cours d'eau et le milieu environnant, comme nous l'avons vu au chapitre précédent (Villeneuve et coll. 1998). L'ombrage sur un cours d'eau apporté par la végétation peut être modélisé de cette façon.

Le grand malheur des modèles déterministes est qu'ils ne sont pas des plus accessibles sans un entraînement de plusieurs heures sur le sujet. Ajoutons que l'IQBR ne peut y être utilisé comme variable entrante. Cette voie est donc écartée. Dans l'avènement d'une gestion décentralisée et intégrée des ressources en milieu agricole, il y a fort à parier que cette avenue ne soit utilisée tant la vulgarisation en est ardue.

Une approche alternative aux modèles déterministes est de faire l'usage de modèles statistiques. Cette modélisation utilise les lois statistiques afin de déterminer les relations qui expliquent le phénomène observé (Gangbazo et coll. 2005). Leurs principaux avantages par rapport aux modèles déterministes sont leur simplicité relative et le nombre peu élevé de données qu'ils impliquent. A priori, ils présentent plus de potentiels en regard de nos objectifs que les modèles déterministes. Les approches statistiques comportent une large gamme de méthodologies.

Les modèles régressifs

Parmi les modèles statistiques, les modèles paramétriques tels que les régressions linéaires et non linéaires sont très populaires pour les petits pas temporels (journées, semaines) (Benyahya et coll. 2007). Entre autres, des régressions de température eau-air ont été développées pour différentes périodes afin de générer les moyennes bihoraires, journalières, hebdomadaires, mais également mensuelles et annuelles (Benyahya et coll. 2008).

Mitchell (1999) a produit un article de vulgarisation (*extension*) d'un modèle régressif. Cet article présente aussi la seule étude recensée qui utilise le couplage de modèles régressifs linéaires simples. La technique proposée, une régression linéaire simple, permet de modéliser la moyenne mensuelle de température après l'enlèvement de la canopée forestière en se basant sur les conditions avant son enlèvement. En quelque sorte, elle permet de prédire le changement de température apporté par le passage d'un IQBR de valeur maximale à un IQBR de valeur minimale. Ce modèle aurait une

précision de 6,2 °C, 95 % du temps, sur l'intervalle de 0,7 à 17 °C (Mitchell 1999). Ce modèle est intéressant, car il est basé sur la présence/ absence de végétation.

Le jeu de données de Mitchell (qui provient d'une méta-analyse) consiste en un ensemble de paires de moyennes mensuelles d'observations de températures «pré » et «post » récoltes en divers lieux. La régression consiste à porter les températures post-récolte sur les données pré-récolte. Par la suite, l'équation de régression devient prédictive en utilisant comme variable d'entrée une température de cours d'eau elle-même dérivée d'un modèle linéaire régressif ayant pour variable d'entrée la température de l'air. Le modèle a été développé et testé sur des cours d'eau de premier et deuxième ordre selon la classification de Strahler (c'est-à-dire un débit approximatif d'étiage de 0,1 mètre cube par seconde) et y est donc limité. La littérature indique que les estimations de température de l'eau obtenues à l'aide de modèles régressifs avec la température de l'air comme variable entrante peuvent utiliser des stations relativement distantes. Dans le cas présent le modèle fonctionne avec une station distante de 110 kilomètres.

Mitchell (1999) mentionne (traduction libre) «Tout en sachant que le couplage de modèle engendre une erreur cumulative, l'exercice montre qu'il est possible d'obtenir des estimés de moyennes mensuelles des températures en cours d'eau en se basant sur des données de températures de l'air amassées sur un réseau de suivi d'une envergure beaucoup plus considérable que ne l'est celui des températures en cours d'eau ». Ce point de vue est défendable et permet une grande économie de moyens. Par contre, on doit reconnaître que, biologiquement, pour notre Omble de fontaine, les températures maximales sont plus significatives que les températures moyennes. Le pas temporel n'est pas des plus adaptés non plus. Finalement, si l'on peut pardonner le choix de la plage de température où le modèle est valide (qui dépend de la disponibilité des données entrantes), on doit admettre qu'une précision de 6,2 °C est insuffisante, car elle chevauche à la

fois les zones de températures optimales, critiques et létales chez l'Omble de fontaine adulte (figure 3).

Dans une autre étude, un modèle empirique a été développé afin de prédire la température maximale quotidienne d'un cours d'eau (rivière Truckee, Californie) en se limitant à la saison estivale. L'hydrosystème de la Truckee est hautement contrôlé et sa dimension n'est en rien comparable aux systèmes que nous étudierons; cependant, l'idée de ne modéliser que la série temporelle d'intérêt réduit le problème de saisonnalité périodique sur lequel nous reviendrons sous peu. Le modèle a été créé en utilisant une procédure «pas-à-pas» de régression linéaire multiple afin de sélectionner les variables indépendantes les plus significatives. La température maximale quotidienne de l'air et le débit moyen quotidien ont été retenus. Ajusté sur une période de trois ans, le modèle fonctionne en mode prédictif pour prescrire les conditions de débits à réserver afin d'atteindre une température cible (Neumann et coll. 2003). Il serait peut-être possible d'y introduire une variable indépendante décrivant la végétation riveraine. Cette approche n'a toutefois pas été testée dans le cadre de l'étude de Neumann et coll. (2003) Par contre, la variable ombrage a été retenue par Flint et Flint (2008) dans le cadre d'un exercice de modélisation sur la rivière Klamath (Californie). Cette modélisation présente certaines similitudes dans ses objectifs avec le présent essai. Le modèle utilise des variables entrantes horaires pour la température de l'air, le taux d'humidité et les radiations solaires simulées en fonction de l'ombrage topographique et la nébulosité. Le modèle régressif est élaboré avec, en variable dépendante, les températures disponibles pour certains cours d'eau pour prédire les températures durant certaines périodes ou dans certains cours d'eau à l'intérieur du même bassin versant (Flint et Flint 2008). La simulation des radiations solaires en fonction de l'ombrage topographique peut incorporer l'ombrage des bandes agroforestières, mais demande une certaine expertise. Cette simulation permet de dépasser le simple critère d'orientation cardinale d'un cours d'eau.

Pour leur part, les régressions non linéaires sont recommandables pour les petits pas temporels (Benyahya et coll. 2008). C'est ainsi qu'ont été simulées les températures quotidiennes de l'Elbe (un cours d'eau relativement gros) (Koch et Grünewald 2010). Les régressions non linéaires sont également recommandables dans les cours d'eau qui possèdent d'importantes contributions par les aquifères et les écoulements hypodermiques (Benyahya et coll. 2008). À moins de connaître le type de contribution soutenant l'écoulement de base d'un cours d'eau, l'itération semble la seule voie envisageable pour déterminer le meilleur modèle à adopter. Ceci est malheureusement une contrainte dans le cadre de cet essai où peu de temps est disponible pour l'exercice de modélisation.

Pour terminer avec les modèles régressifs, en raison de l'importance des échanges énergétiques à l'interface air/ eau, la température de l'air apparaît toujours parmi les variables explicatives. Si on utilise les régressions multiples, il sera possible d'ajouter des variables explicatives. Avec les régressions simples, il faudra s'inspirer de Mitchell (1999) avec une approche présence/ absence, ce qui semble moins intéressant.

Les modèles stochastiques

Des modèles non régressifs ont également été développés pour représenter la relation entre la température de l'air et celle de l'eau. Les modèles stochastiques sont généralement utilisés pour les petits pas temporels (journaliers ou horaires). Dans cette approche, la composante saisonnière de la température de l'eau est retirée et les séries temporelles sont ensuite ajustées aux résidus (Benyahya et coll. 2008). Par exemple, pour modéliser les moyennes journalières de température de l'eau de la Garonne (gros cours d'eau), un modèle statistique stochastique autorégressif avec facteurs externes (variables exogènes) a été comparé à un modèle déterministe sur une période d'environ 8 ans. Les modèles ont été calibrés en utilisant les données de températures supérieures à 20 °C pour optimiser les paramètres, ceci afin de privilégier la restitution des températures élevées. Les résultats montrent des erreurs-types calculées pour chaque

année qui varient de 0,55 à 1,72 °C (Larnier et coll. 2010). Sur la rivière Moisie, au Québec, un cours d'eau de grande envergure, des indices de débits ont été ajoutés comme variables exogènes en plus de la température de l'air (Ahmadi-Nedushan et coll. 2007). Il serait possible d'ajouter un descripteur pour l'ombrage de la végétation, mais dans ce type de modèle, les variables exogènes doivent prendre la forme de séries temporelles, ce qui revient à modéliser l'ombrage dans un premier temps à l'aide d'un modèle déterministe pour ensuite effectuer un couplage et insérer la variable exogène dans le modèle stochastique, un peu à la manière de Flint et Flint (2008).

Ceci dit, tout comme les modèles régressifs, les modèles stochastiques sont des approches qui ne garantissent pas que la saisonnalité des données soit enlevée pour assurer l'indépendance des résidus (ce qui peut poser un problème d'autocorrélation) (Benyahya et coll. 2008). Les modèles stochastiques demandent un peu plus d'expérience statistique que les modèles régressifs, notamment pour la manipulation des variables exogènes qui sont la manière d'incorporer les effets variables des scénarios agroforestiers.

Modèle autorégressif périodique avec variables exogènes et modèle des K plus proches voisins

La saisonnalité des séries temporelles peut fréquemment générer des phénomènes de périodicité et d'autocorrélations qui posent problème. Dans ce cas, les modèles périodiques présentent des avantages. Par exemple, un modèle autorégressif périodique avec variables exogènes, qui est un modèle de type paramétrique, a été testé avec succès. Une autre approche est d'utiliser des modèles non paramétriques (ex : k-plus proches voisins, réseau de neurones artificiels) qui sont adaptés à l'analyse de relations non linéaires entre la température de l'eau et les variables environnementales (Benyahya et coll. 2007). L'approche des «k-plus proches voisins » vise à comparer, à des fins inférentielles, une situation présente à l'observation historique la

plus similaire, un peu comme les comparaisons de rangs qui appartiennent également aux techniques non paramétriques en statistiques inférentielles.

Ces deux modèles ont été développés en utilisant la température de l'air et le débit comme variables explicatives. Les résultats ont montré que les deux modèles présentent une performance similaire dans la simulation des températures hebdomadaires. Toutefois, le modèle autorégressif périodique avec variables exogènes demeure le plus approprié, car il préserve la persistance des séries périodiques et il offre une équation explicitant la relation entre la température de l'eau et les variables explicatives (Benyahya et coll. 2008), ce qui n'est pas le cas avec la technique des «k-plus proches voisins ». Cela est malheureux, car, bien que moins populaire, il s'agit d'une approche statistique assez conviviale (Scherrer 1984). Le modèle autorégressif périodique avec variables exogènes se veut plus simple d'opération que les modèles déterministes, mais exige une plus grande expérience statistique chez l'utilisateur que les modèles régressifs (Benyahya et coll. 2008). Il est possible d'ajouter autant de variables explicatives que l'on veut, par exemple l'ombrage de la végétation, mais on ne peut être assuré d'une amélioration qualitative significative du modèle.

Modèle de réseau de neurones artificiels

Comme cela a été mentionné plus haut, pour contourner les problèmes d'autocorrélations qui minent les postulats des approches régressives, il est possible de faire appel à des modèles non paramétriques parmi lesquels se rangent les réseaux de neurones artificiels. Ils sont adaptés à l'analyse de relations non linéaires entre la température de l'eau et les variables environnementales (Benyahya et coll. 2007). Cette avenue semble relativement populaire. La terminologie vient d'une analogie entre les couches de neurones du cerveau et la disposition en couche des opérateurs du modèle qui s'échangent des informations entre eux. Un modèle peut être constitué de plusieurs couches. De plus, pour parfaire l'analogie, la période de calage du modèle est appelée «période d'apprentissage des neurones ».

C'est durant cette période que se définissent les fonctions entre les variables indépendantes et les variables dépendantes.

Une étude qui fait école utilise les réseaux de neurones statistiques pour modéliser la température de l'eau du ruisseau Catamaran (Nouveau-Brunswick) à partir des variables de température de l'air et de débit du ruisseau. Les performances de ce modèle ont ensuite été comparées à celles d'un modèle basé sur une régression multiple. Les variables indépendantes comprennent la température de l'air (°C), la température de l'air de la veille (°C), la température de l'air de l'avant-veille (°C), le débit (m^3/s) et le temps (jours). Le ruisseau Catamaran mesure 20,5 kilomètres de longueur, a une largeur d'environ 10 mètres et une profondeur de 0,3 mètre dans la partie médiane du bassin. Les coefficients de détermination obtenus pour l'entraînement sont de 94,2 % pour les réseaux de neurones et de 92,6 % pour la régression linéaire multiple, ce qui donne un écart-type des erreurs de 1,01 °C pour les réseaux de neurones et de 1,05 °C pour la régression linéaire multiple (Bélangier et coll. 2005).

Du point de vue de la vulgarisation, la régression linéaire multiple est plus conviviale que le réseau neuronal, bien que plus complexe que la régression linéaire simple. Ajoutons qu'une bonne régression peut être obtenue avec peu de données alors que le réseau de neurones semble faire appel à un très grand jeu de données (5 ans). C'est en même temps ce à quoi la technique du réseau de neurones est destinée. En effet, son avantage comparatif est de fonctionner sur des séries temporelles qui chevauchent plusieurs cycles périodiques tels que celui imposé par les saisons et qui comportent un très grand nombre de données.

Un ouvrage à citer à titre d'application exemplaire est celui de McKenna et coll. (2010), qui ont réalisé un travail impressionnant. Ils ont utilisé des moyennes par sous-bassin de mesures ponctuelles des températures et des conditions physiographiques pour 3300 sites lotiques à travers l'état de New-York pour l'apprentissage d'un réseau neuronal

statistique. Le modèle prédit la température selon trois classes : eau froide, fraîche et chaude. Le modèle permet d'obtenir une couverture complète des moyennes journalières de la température potentielle des cours d'eau pour l'ensemble de l'État et est disponible pour la planification et l'évaluation à des échelles spatiales qui vont du segment de cours d'eau à l'État. Tous les modèles expliquent plus de 90 % des variations. Les plus importantes variables indépendantes sont l'élévation, la couverture riparienne, la pente du paysage et les degrés-jours de croissance (McKenna et coll. 2010). Les prédictions de températures dans les hydrosystèmes suivent généralement un patron d'accroissement de la température vers l'aval. Les cours d'eau chauds sont associés généralement à des rivières larges s'écoulant dans des paysages plutôt plats avec une dominance des usages agricoles ou urbains.

Modèle par l'analyse des composantes principales et modèle par l'analyse de la corrélation canonique

Finalement, une autre approche très intéressante est celle de Guillemette et coll. (2009) qui ont tenté une modélisation selon une technique géostatistique multivariée pour estimer les températures maximales à l'échelle de grands bassins. La méthodologie repose sur la construction d'un espace physiographique défini selon les caractéristiques des stations de mesure en cours d'eau. Deux variantes ont été testées : la technique de l'analyse des composantes principales et celle de l'analyse de la corrélation canonique. Dans l'espace physiographique, une technique géostatistique (le « kriging », qui est une interpolation spatiale) a été transposée pour obtenir la température des cours d'eau. Les données de 12 stations de suivi de température ont été utilisées sur deux années pour estimer les températures maximales mensuelles. Une validation croisée entre les deux méthodes a montré des performances satisfaisantes. L'analyse de corrélation canonique montre de meilleurs résultats. Cette approche semble plus adaptée pour établir le lien entre l'information physiographique et une température donnée. De plus, l'analyse de corrélation canonique demande moins d'informations physiographiques que la technique d'analyse des composantes principales (8 métriques contre 10) pour l'obtention de

résultats légèrement plus satisfaisants (Guillemette et coll. 2009). Le nombre de variables entrantes dans ce modèle n'est pas tellement exagéré compte tenu du rendement obtenu et il semble tout à fait possible d'y introduire l'IQBR. Par contre, les méthodes statistiques employées seront rebutantes pour plusieurs.

Sans pousser plus loin l'analyse des diverses options disponibles, compte tenu de l'objectif de produire un modèle facile à vulgariser, il est impératif de retenir une approche statistique simple. Les méthodes de régression ainsi que la méthode des «k-plus proches voisins» semblent adaptées à la situation, mais la discussion du chapitre suivant montrera si, en définitive, ce choix est le plus judicieux.

Chapitre quatre; Essai d'une modélisation de la température de cours d'eau agricoles impliquant les caractéristiques de la bande riveraine parmi les variables explicatives

Une approche aisée pour les transferts de connaissances et l'autoformation

Un élément important de cet essai, présenté dans les toutes premières lignes, est de trouver la méthode présentant le meilleur potentiel de vulgarisation pour prédire les températures en cours d'eau. Ceci est de toute première importance au sein des organismes communautaires souvent impliqués dans la gestion intégrée des ressources en milieu agricole. Ces praticiens ont besoin d'approches simples et facilement transférables, ce qui écarte d'emblée les modèles déterministes réservés aux experts.

En ce qui concerne la facilité avec laquelle un utilisateur non expérimenté peut parvenir à un résultat satisfaisant, le bref survol proposé par la revue de littérature pointe en premiers lieux vers des approches paramétriques telles que les approches régressives. Les approches paramétriques présentent un bon potentiel, car elles sont basées sur les statistiques descriptives que plusieurs connaissent (avec des paramètres tels

que moyenne, écart-type, variance, etc.). On pourrait dire des régressions linéaires simples qu'elles sont assez faciles à vulgariser sur le plan mathématique puisqu'elles s'appuient sur l'équation d'une droite. Leur interprétation est également hautement communicable. Les régressions linéaires multiples offrent les mêmes avantages, mais en ce qui à trait aux applications, on doit s'assurer d'utiliser des logiciels adaptés pour ce faire (c'est-à-dire qui offrent des fonctionnalités diagnostiques sur la qualité des relations statistiques). Quant aux régressions non linéaires simples, elles sont généralement assez faciles à vulgariser, mais difficiles à comparer entre elles pour des utilisateurs non expérimentés. Il est parfois possible de linéariser une relation par une transformation appliquée aux données brutes, mais ceci n'est qu'un moindre mal.

Dans le groupe des approches non paramétriques, la méthode des «k-plus proches voisins » est assez intuitive pour présenter un bon potentiel de vulgarisation. Par contre, elle n'offre pas l'avantage d'une équation pouvant être utilisée à des fins inductives, ce qui ne permet pas de s'affranchir d'un logiciel statistique pour ce faire.

L'approche stochastique et l'approche périodique autorégressive avec variable exogène s'adressent à des utilisateurs moyennement expérimentés et capables d'un bon niveau d'abstraction au même titre que les modèles par l'analyse des composantes principales et par l'analyse de la corrélation canonique qui font appel en plus à des compétences accrues du côté des applications géomatiques. L'approche stochastique requiert également de générer des variables exogènes qui prennent la forme de séries temporelles, ce qui exige des compétences supplémentaires pour simuler la qualité des bandes riveraines. Finalement, les approches à l'aide des réseaux de neurones statistiques sont plutôt inaccessibles pour l'utilisateur moyen en raison de leur niveau d'abstraction élevé et de la complexité de leurs opérations.

Une approche adaptée au pas temporel recherché

Si l'on cherche à connaître, par exemple, le nombre de jours durant la saison chaude où la température d'un cours d'eau excède la limite létale pour l'Ombre de fontaine, il faudrait viser une approche qui permette d'utiliser de petits pas temporels et, idéalement, journaliers. Cette exigence qui relève de la biologie n'est pas si contraignante. Les approches régressives devraient le permettre. La revue de littérature n'a pas démontré que la méthode des «k-plus proches voisins », la méthode périodique autorégressive avec variable exogène, la méthode par l'analyse des composantes principales et la méthode par l'analyse de la corrélation canonique puissent permettre d'arriver à un tel pas temporel. La régression linéaire multiple sera donc la voie envisagée pour le développement de notre modèle.

La forme générale des régressions linéaires multiples, le modèle retenu, est présentée à l'équation 2.

Équation 2 :

$$Y = B_0 + B_1(x_1) + \dots + B_k(x_k) + e]$$

Où :

Y est la variable expliquée,

B_0 est l'ordonnée à l'origine,

B_1 est la pente de la première variable explicative x_1 ,

B_k est la pente de la k^e variable explicative x_k

e est l'erreur résiduelle de la régression.

Le modèle sera dit «de type I » puisque la variable dépendante sera toujours aléatoire alors que les variables explicatives ne le seront pas. Elles varieront indépendamment les unes des autres. Ce modèle sera obtenu en sélectionnant K populations caractérisées par des valeurs différentes sur les variables explicatives, une option valable selon Scherrer (1984).

Anticiper les problèmes d'autocorrélation; conditions d'applications à surveiller

Bien que les études recensées ne semblent pas s'être formalisées de ce point, les modèles paramétriques régressifs sont sensibles aux phénomènes de périodicité. Or la saisonnalité des données de température est un phénomène périodique. Ceci pourrait compromettre l'indépendance des résidus par autocorrélation (Benyahya et coll. 2008). On peut considérer que sous nos climats, seule la saison estivale importe en ce qu'elle impose une limite supérieure à l'habitat de l'Ombre de fontaine. La plage de données utilisée pour la régression peut donc être réduite à un minimum afin de contourner le problème et éviter de se soucier de la saisonnalité. C'est la voie empruntée par Neumann et coll. (2003) qui utilisent un modèle de régression linéaire multiple. Il faut simplement mentionner par la suite que le modèle ne peut être utilisé que pendant la saison chaude. A priori, les mois de mai à septembre seront considérés pour cibler les périodes où des températures au dessus de 15 °C se rencontrent fréquemment.

De plus, en biologie des eaux courantes, on est fréquemment confronté à une approche quasi expérimentale comparative amont-aval, qui ne permet pas d'assurer l'indépendance des erreurs et ainsi d'échapper à l'autocorrélation (Scherrer 1984). S'il était possible d'opter pour des sites n'appartenant pas à un même cours d'eau on contournerait le problème. On s'exposerait par contre à l'introduction de variables non contrôlées dans notre dispositif; mais c'est également le cas de la méta-analyse de Mitchell (1999). Mentionnons également que le dispositif de régression linéaire multiple utilisé par Gangbazo, et coll. (2005) pourrait être transposé à nos fins. Leurs travaux comportaient comme variable dépendante la teneur en phosphore à l'embouchure de 44 cours d'eau de la vallée du Saint-Laurent. Les variables indépendantes relevaient toutes de l'usage des sols (type de culture, mode de mise en culture, superficie boisée, etc.). Leurs travaux sont notoires chez les praticiens et théoriciens de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Au lieu de mesurer les teneurs en phosphore, il s'agirait de porter la température des cours d'eau en variable dépendante, l'IQBR en

variable indépendante, et de suivre leur protocole avec quelques modifications mineures.

Moyens d'améliorer la précision du modèle

Ultimement, la meilleure façon d'améliorer la précision des modèles régressifs est d'augmenter le nombre de données pour établir les relations (Scherrer 1984). Cependant, il est possible d'obtenir de bonnes relations avec peu de données. La question de la disponibilité des données sources sera discutée sous peu.

Une autre façon d'améliorer la précision est de réduire la validité externe du modèle et de la limiter étroitement aux types de cours d'eau rencontrés dans l'étude, par exemple des cours d'eau de premier et deuxième ordre de Strahler (c'est-à-dire un débit approximatif d'étiage de 0,1 mètre cube par seconde). Il faudrait également définir des critères de sélection pour le type d'usage des sols. Finalement, se limiter à la saison estivale pourrait également permettre d'obtenir un modèle optimisant les paramètres privilégiant la restitution des températures élevées (Larnier et coll. 2010); encore faut-il que le nombre de données soit suffisant pour ce faire.

La variable dépendante et l'obtention des séries temporelles de température de l'eau

Plusieurs études font intervenir une instrumentation faisant appel à des appareils enregistreurs de température placés dans les cours d'eau et appelés thermographes. Les thermographes sont composés de sondes formées par des thermocouples reliés à un dispositif enregistreur, le tout protégé par une capsule étanche. Ces instruments offrent la possibilité d'obtenir des séries temporelles de bonne précision à des coûts d'opération minimes et sans comparable avec les techniques analogiques conventionnelles, mais cette instrumentation demeure hors de portée pour cet essai ainsi que pour plusieurs intervenants désireux d'acquérir un portrait diagnostique.

La solution de remplacement consiste donc à utiliser des données existantes. Toutes sortes de données de températures sur les cours d'eau sont consignées par divers ministères, des organismes environnementaux, des unités de recherche indépendantes ou d'autres intervenants. Cependant, il n'est pas toujours simple d'accéder directement à ces données. Une base de données simple d'accès est la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA), opérée par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). La BQMA compile toutes les données reçues sur le suivi de qualité des eaux de surface qui correspondent aux exigences du ministère en matière de protocole analytique. Ces données deviennent alors du domaine public. Des données de température dans les cours d'eau y sont disponibles.

Cependant, le problème demeure qu'il existe quelques stations pour lesquelles les séries temporelles sont connues, mais où la couverture spatiale est discontinue et irrégulière puisque le positionnement de chaque station obéit à des objectifs et impératifs qui lui sont propres. L'ensemble de ces stations ne constitue pas un réseau intégré. Une interrogation de la BQMA nous a permis de connaître le positionnement de toutes les stations dont les données de température sont interrogeables pour la région. Il y en aurait moins d'une cinquantaine dans la région de Chaudière-Appalaches (MDDEP 2012a). Pour les fins du présent essai, certaines de ces stations ont été retranchées lorsqu'était rencontrée l'une des quatre situations qui suivent.

La première situation se présente lorsque les bassins versants des stations BQMA sont nichés les uns dans les autres. Certaines stations sont alors retranchées afin d'éviter les situations d'autocorrélation. À choisir, les bassins versant les plus petits sont préférentiellement conservés afin de se rapprocher de l'échelle du parcellaire, ce qui est important du point de vue agroenvironnemental autant que biologique puisque l'habitat de l'Omble de

fontaine en milieu agricole est typiquement de nature résiduelle et couvre de faibles superficies. Du total, 35 bassins versants et leurs stations d'embouchure sont conservés pour être par la suite examinés sous le jour d'un second critère. À cette étape, les limites des bassins versants ont toutes été numérisées à l'aide du logiciel ArcMap (ESRI 1999) en faisant intervenir les données spatiales suivantes : données de positionnement des stations BQMA, données hypsométriques et hydrographiques de la base de données topographique du Québec (BDTQ) à l'échelle de 1:20000.

La deuxième situation se présente lorsque l'usage des sols dans les bassins versants n'est pas agricole. La revue de littérature indique que les usages hors de la bande riveraine sont également des déterminants de la température de l'eau. Puisque l'essai vise le milieu agricole, il convient d'y restreindre le modèle et son jeu de données. De plus, on ne peut résolument parler d'agroforesterie en l'absence d'activités agricoles. L'usage des sols dans un bassin versant constituant généralement une mosaïque, il est rare de trouver des bassins versants dont l'usage soit totalement agricole. Comme il n'existe pas de définition d'un bassin versant agricole, les critères de Gangbazo et coll. (2005) ont été retenus : un bassin agricole est un bassin dont la superficie cultivable dépasse (ou égale dans le cas présent) 20 % de la superficie totale. La plupart des bassins versants agricoles retenus sont situés dans les basses terres du Saint-Laurent. L'information sur les usages des sols dans un bassin versant est extraite du Système d'information écoforestier (SIEF) du ministère des Ressources naturelles et de la Faune pour les 35 bassins potentiellement retenus. À cette étape, 26 bassins versants à l'étude ont été sélectionnés en regard de ce critère de seuil minimal de 20 % en superficies agricoles. L'information sur les usages des sols dans les 20 bassins versants à l'étude est présentée au tableau 3.

Tableau 3 : Utilisation des sols selon trois grandes classes dans les bassins versants à l'étude.

BQMA	Bassin versant	Superficies agricoles		Superficies écosystèmes forestiers & naturels		Superficies urbanisées	
	Km ²	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
2330060	4,471	3,973	89%	0,498	11%	0,000	0%
2330063	6,161	3,539	57%	2,371	38%	0,250	4%
2340099	50,989	34,885	68%	15,988	31%	0,116	0%
2360023	1,889	1,132	60%	0,757	40%	0,000	0%
2360024	3,978	3,119	78%	0,858	22%	0,000	0%
2330059	11,655	4,775	41%	6,772	58%	0,108	1%
2360022	6,049	2,443	40%	3,557	59%	0,048	1%
2360025	4,627	4,554	98%	0,073	2%	0,000	0%
2300003	35,348	23,873	68%	10,298	29%	1,178	3%
2360020	21,103	16,565	78%	4,537	22%	0,000	0%
2330061	11,678	10,122	87%	0,919	8%	0,637	5%
2340098	18,798	6,801	36%	11,961	64%	0,035	0%
2330053	79,660	51,365	64%	26,685	33%	1,611	2%
2360021	18,908	10,986	58%	7,685	41%	0,236	1%
2330062	11,921	8,604	72%	3,317	28%	0,000	0%
2280001	75,034	30,870	41%	43,874	58%	0,290	0%
2340086	20,681	15,571	75%	4,402	21%	0,708	3%
2330029	19,984	9,265	46%	10,221	51%	0,498	2%
2340121	43,245	12,652	29%	29,703	69%	0,890	2%
2300005	18,461	13,257	72%	5,070	27%	0,135	1%

La troisième circonstance pour laquelle des stations BQMA ont été retirées du jeu de données se rencontre lorsque les dimensions des bassins versants sont démesurées. La revue de littérature indique que la capacité d'une bande riveraine à influencer la température de l'eau en un point précis décroît avec l'augmentation de la taille du cours d'eau, mais sans préciser de dimension critique. Dans la BQMA, la répartition est plutôt bimodale, ce qui reflète les stratégies de suivi de l'état des cours d'eau qui ciblent assez systématiquement les cours d'eau qui se jettent directement au fleuve ainsi que les projets très ciblés. De façon plus ou moins arbitraire, la régression pourra s'étendre à des bassins de l'ordre de 100 kilomètres carrés au plus. La raison est qu'au-delà de ces superficies, l'appropriation des enjeux de conservation, de restauration et de mise en valeur au sein des collectivités rurales est plus difficile. Ceci est vrai pour les enjeux de biodiversité comme pour les interventions agroenvironnementales dans un sens plus large. Ceci laisse 20 bassins versants dans le jeu de données. On peut constater à la figure 7 que la valeur médiane est de l'ordre 18 kilomètres carrés. La moitié

des bassins versants avec une valeur supérieure s'échelonne assez régulièrement vers une valeur maximale de 80 kilomètres carrés. Sans invoquer les processus biophysiques, on peut prévoir que la régression utilisée à des fins prédictives aura une plus grande précision pour les bassins versants de petite envergure comparativement aux plus grands bassins. Le jeu de données des températures de l'eau à analyser pour les 20 bassins versants et leurs stations d'embouchure est présenté à l'annexe 1.

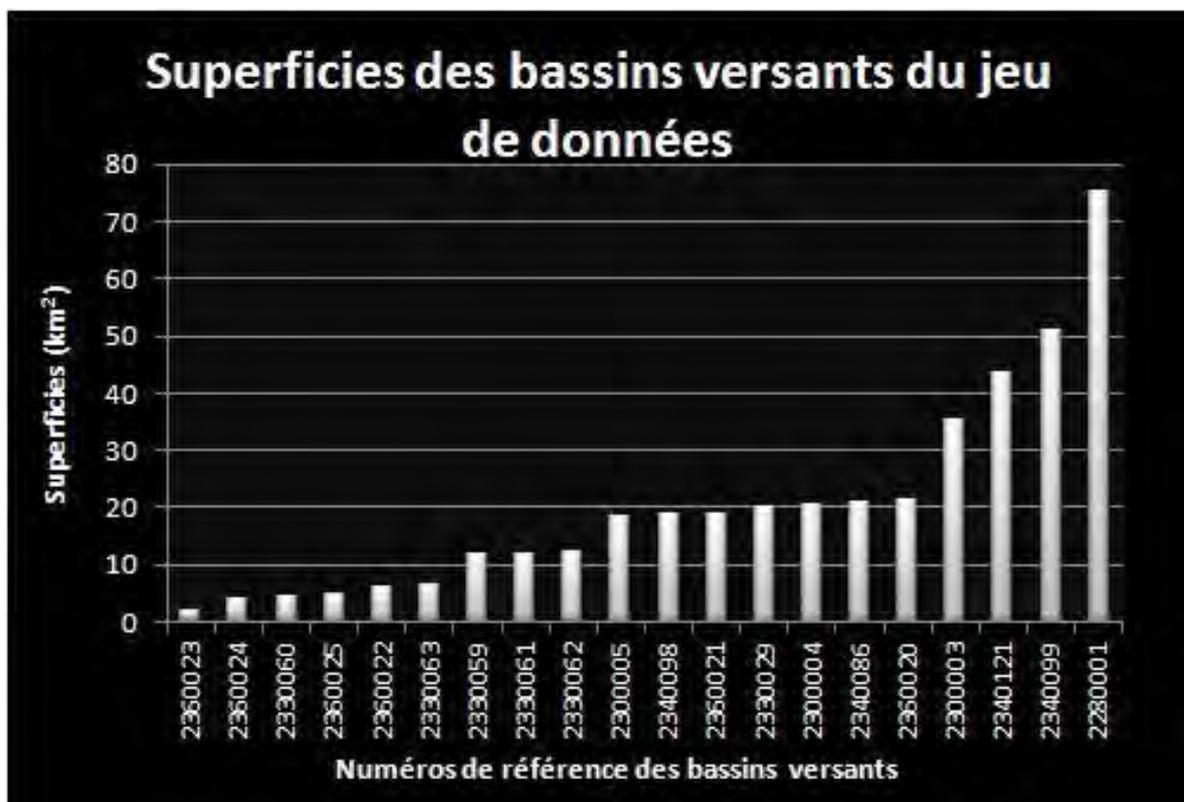


Figure 7 : Superficies des bassins versants à l'étude.

La dernière situation qui pouvait se présenter était une désuétude des séries temporelles. Les couvertures orthophotographiques utilisées datent de 2007 pour tout l'ouest de la région à l'étude. Quelques orthophotos à l'est datent de 2008. L'année 2007 a donc été utilisée comme année centrale des distributions temporelles avec une plage s'étendant de 2003 à 2011, ce qui ratisse assez large et couvre un peu moins qu'une décennie, un laps de temps suffisant pour présenter une colonisation des espaces ouverts par une végétation arbustive. Cet intervalle est même un peu trop vaste, mais toute

année retranchée à un extrême ou l'autre de la plage temporelle diminue le nombre de stations disponibles de façon importante. Mentionnons que le Règlement sur les exploitations agricoles a été mis en vigueur à compter de 2001. Ce règlement est venu ralentir de façon très marquée le déboisement en milieu agricole; la période précédente ne devait donc aucunement être conservée dans les séries temporelles. Ce critère n'a pas retranché de stations additionnelles, mais il a réduit la fenêtre temporelle des séries de données. Il reste 20 stations dans le dispositif (figure 8).

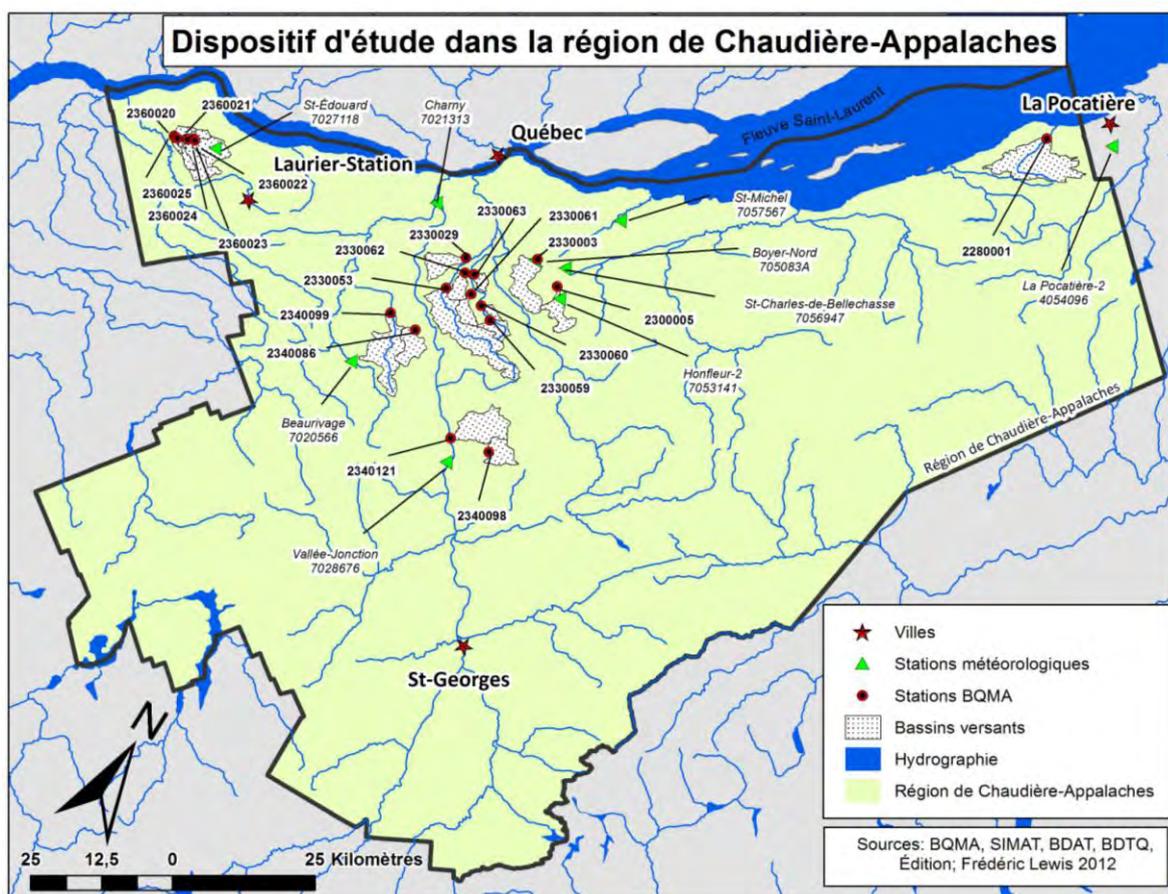


Figure 8 : Dispositif d'étude dans la région de Chaudière-Appalaches.

La température de l'air comme première variable indépendante

Toutes les études de modélisation recensées font intervenir la température de l'air ambiant comme première variable explicative. La littérature indique que les stations fournissant les données de températures comme variables indépendantes dans les modèles peuvent être distantes de plusieurs kilomètres. Ainsi, puisque chaque station de suivi de température

de l'air ambiant fournit, en théorie, les séries temporelles applicables dans un large rayon, on peut modéliser la température d'un grand nombre de stations en cours d'eau avec un réseau de faible densité. Pour faire le choix des stations, deux informations ont été requises :

- Données de positionnement des stations météorologiques fédérales et provinciales
- Périodes d'activité de ces stations, car certaines sont maintenant inopérantes.

Le modèle du ruisseau Catamaran, basé sur une régression linéaire multiple (Bélangier et coll. 2005) faisait intervenir les variables indépendantes suivantes : température de l'air (°C), température de l'air de la veille (°C), température de l'air de l'avant-veille (°C). Si tout cela semble redondant, c'est qu'on ne sait pas toujours le délai (*lag time*) qui doit être introduit dans la relation entre la température de l'air et celle de l'eau. Le développement du modèle à l'aide d'une technique dite « pas à pas » serait bien avisé et permettrait de dégager avec parcimonie les variables indépendantes les plus importantes afin d'obtenir un modèle simple. Dans le but de trouver une voie de contournement, des essais rapides ont été effectués pour modéliser la température quotidienne à la station d'embouchure sur cinq bassins versants à l'étude (2330059, 2330060, 2330061, 2330062, 2330063) à l'aide d'une régression portant la température de l'air en variable indépendante. Trois des essais présentent des coefficients R^2 supérieurs (0,81-0,88) en utilisant un délai de 3 jours alors que deux essais présentent de meilleurs coefficients en utilisant un délai de 2 jours (0,82-0,86). La solution de remplacement envisagée serait d'utiliser une moyenne de la température maximale de l'air entre le deuxième et le troisième jour à titre de variable indépendante. Seules les données de mai à septembre, inclusivement, ont été retenues, ainsi que les entrées avec une température de l'eau supérieure à 15 °C, une approche destinée à : 1) retirer les périodes de l'année où le comportement de la relation entre la température de l'eau et la température de l'air n'est pas linéaire (l'hiver) (Neumann et coll. 2003; Larnier et coll. 2010), 2) restituer avec une meilleure

précision les valeurs de températures élevées (Neumann et coll. 2003), biologiquement importantes.

L'annexe 1 présente les données de température de l'air, ainsi que les autres variables, à associer comme variables indépendantes pour chacune des stations BQMA. Pour chaque station BQMA, les données ont été sélectionnées de manière aléatoire à l'aide de la fonction « *alea* » dans un tableur Excel qui leur attribue une numérotation au hasard. Pour chaque station BQMA les entrées ont été triées par ordre croissant des valeurs attribuées et la sélection s'est opérée en commençant par la plus petite valeur à raison de 6 entrées par station.

La superficie du bassin versant comme seconde variable indépendante

La revue bibliographique indique que les températures dans les hydrosystèmes suivent généralement un patron d'accroissement vers l'aval. Tel que précisé précédemment, les cours d'eau chauds sont associés généralement à des rivières larges s'écoulant dans des paysages plutôt plats avec une dominance des usages agricoles ou urbain (McKenna et coll. 2010). Bien que le spectre des cours d'eau ciblés par le modèle doive être assez étroit, il est impensable que des différences ne soient pas présentes. Une des variables de la régression multiple pourrait être la dimension du bassin versant. Ainsi, en déplaçant le modèle le long d'un cours d'eau, il y aurait un paramètre d'ajustement selon un gradient amont-aval, la dimension du bassin versant pour un point donné le long du cours d'eau étant une variable continue qui croît vers l'aval. De plus, plusieurs études introduisent le débit comme variable indépendante ou en citent l'effet significatif (Grégoire et Trencia 2007). L'évaluation des débits en cours d'eau pose toutefois problème au même titre que celle de la température et il faut recourir à des modélisations pour trouver des estimations valables. Cette variable, qui complexifierait notre modèle, ne sera donc pas retenue. Cependant, la dimension du bassin versant permet d'incorporer l'effet du débit moyen pour des bassins versants d'usages similaires. Les valeurs de superficie des bassins versants sont présentées à l'annexe 1, à la colonne « bassin ».

L'IQBR comme troisième variable indépendante

Véritablement l'objet de notre intérêt, la couverture végétale riparienne figure parmi les plus importantes variables indépendantes pour l'établissement des classes du modèle de réseau de neurones statistique dans l'État de New-York (McKenna et coll. 2010). L'IQBR, calculé sur une distance de 1000 mètres en amont d'une station BQMA, assumera cette fonction puisque plusieurs études mentionnent l'effet perceptible du couvert végétal sur des longueurs de cours d'eau de cet ordre.

La méthodologie pour dériver les IQBR a déjà été décrite lors de la présentation de l'indice au chapitre 1 à la section «L'évaluation des bandes riveraines agroforestières ». Une modification y a cependant été apportée; pour faciliter la production des métriques, le calcul intègre la rive gauche et la rive droite en un seul IQBR plutôt que de faire la moyenne des IQBR des deux rives, ce qui revient tout à fait au même puisque l'IQBR est une moyenne pondérée. Les différentes composantes de l'IQBR ont été déterminées par photo-interprétation à l'aide du logiciel de cartographie ArcGis (ESRI 1999). En plus des informations mentionnées précédemment, le présent projet a demandé l'utilisation des images suivantes :

- Orthophotos de l'ouest de la région de la Chaudière-Appalaches prises en juillet 2007, résolution 21 cm/ pixel
- Orthophotos de l'est de la région de la Chaudière-Appalaches prises en juillet 2010, résolution 21 cm/ pixel

Ces deux séries d'images ont été réalisées par la Conférence régionale des Élu(e)s de Chaudière-Appalaches. Un exemple concret de calcul pour l'une des 25 stations retenues est présenté à la figure 9. L'équation 3 insère, quant à elle, les données de l'exemple dans l'équation 2.

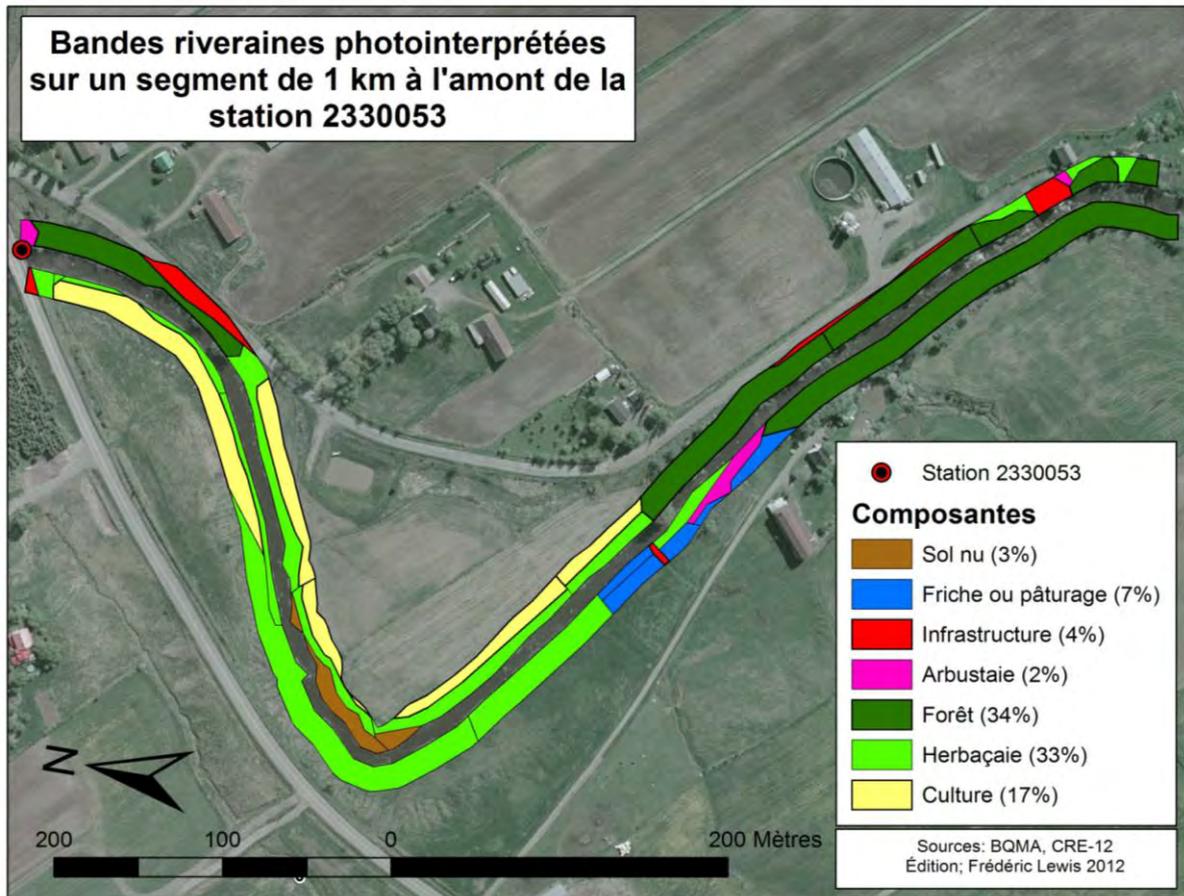


Figure 9 : Exemple de caractérisation d'une bande riveraine selon les catégories de l'IQBR.

Équation 3 :

$$\begin{aligned}
 IQBR_{2330053} &= [\sum (\%i \times Pi)] / 10 \\
 &= [(3\%_{\text{Sol_nu}} \times 1,7) + (7\%_{\text{Pâturage}} \times 3) + (4\%_{\text{Infrastructure}} \times 1,9) + (2\%_{\text{Arbustaie}} \times 8,2) + (34\%_{\text{Forêt}} \times 10) + (33\%_{\text{Herbaçaie}} \times 5,8) + (17\%_{\text{culture}} \times 1,9)] / 10 \\
 &= 64,5\%
 \end{aligned}$$

Le tableau 4 présente le détail des composantes de l'IQBR et la figure 10 présente les IQBR obtenus pour l'ensemble des stations BQMA. On peut y constater une répartition régulière qui devrait fournir un bon support à la régression. Ces valeurs se retrouvent également à l'annexe 1.

Tableau 4 : Composantes et IQBR calculés pour l'ensemble des stations BQMA.

BQMA	Sommes de superficies des composantes (m ²)	Arbustaire			Herbaciaie			Infrastructure			Forêt			Sol nu			Culture			Friche ou pâturage			IQBR
				Valeur Pondérée (8,2)			Valeur Pondérée (5,8)			Valeur Pondérée (1,9)			Valeur Pondérée (10)			Valeur Pondérée (1,7)			Valeur Pondérée (1,9)			Valeur Pondérée (3)	
		m ²	%		m ²	%		m ²	%		m ²	%		m ²	%		m ²	%		m ²	%		
2330060	29865,96	1563	5%	0,43	2857	10%	0,55	726	2%	0,05	0	0%	0,00	0	0%	0,00	24720	83%	1,57	0	0%	0,00	26%
2330063	29861,18	836	3%	0,23	5631	19%	1,09	357	1%	0,02	19	0%	0,01	43	0%	0,00	22975	77%	1,46	0	0%	0,00	28%
2340099	35986,90	35	0%	0,01	6439	18%	1,04	1243	3%	0,07	1278	4%	0,36	468	1%	0,02	26524	74%	1,40	0	0%	0,00	29%
2360023	29729,52	1115	4%	0,31	7363	25%	1,44	397	1%	0,03	542	2%	0,18	0	0%	0,00	20313	68%	1,30	0	0%	0,00	32%
2360024	44142,80	1516	3%	0,28	12117	27%	1,59	1436	3%	0,06	477	1%	0,11	0	0%	0,00	28596	65%	1,23	0	0%	0,00	33%
2330059	26226,44	4927	19%	1,54	2874	11%	0,64	916	3%	0,07	0	0%	0,00	131	0%	0,01	17378	66%	1,26	0	0%	0,00	35%
2360022	29493,46	2591	9%	0,72	5964	20%	1,17	1033	4%	0,07	1190	4%	0,40	0	0%	0,00	16380	56%	1,06	2335	8%	0,24	37%
2360025	29839,87	2973	10%	0,82	8388	28%	1,63	764	3%	0,05	880	3%	0,29	67	0%	0,00	16767	56%	1,07	0	0%	0,00	39%
2300003	33926,64	436	1%	0,11	18753	55%	3,21	643	2%	0,04	991	3%	0,29	0	0%	0,00	13103	39%	0,73	0	0%	0,00	44%
2360020	38746,70	1308	3%	0,28	3846	10%	0,58	372	1%	0,02	12743	33%	3,29	0	0%	0,00	20478	53%	1,00	0	0%	0,00	52%
2330061	31537,27	3747	12%	0,97	5458	17%	1,00	3240	10%	0,20	8324	26%	2,64	42	0%	0,00	10727	34%	0,65	0	0%	0,00	55%
2340098	32026,55	364	1%	0,09	217	1%	0,04	469	1%	0,03	14763	46%	4,61	397	1%	0,02	15816	49%	0,94	0	0%	0,00	57%
2330053	30846,81	646	2%	0,17	10094	33%	1,90	1333	4%	0,08	10388	34%	3,37	859	3%	0,05	5332	17%	0,33	2195	7%	0,21	61%
2360021	29848,55	2305	8%	0,63	5196	17%	1,01	518	2%	0,03	15022	50%	5,03	0	0%	0,00	6807	23%	0,43	0	0%	0,00	71%
2330062	29667,19	5056	17%	1,40	1316	4%	0,26	1404	5%	0,09	16611	56%	5,60	0	0%	0,00	5281	18%	0,34	0	0%	0,00	77%
2280001	29851,64	5090	17%	1,40	575	2%	0,11	1064	4%	0,07	18229	61%	6,11	0	0%	0,00	4893	16%	0,31	0	0%	0,00	80%
2340086	29442,48	702	2%	0,20	1684	6%	0,33	993	3%	0,06	21412	73%	7,27	0	0%	0,00	4651	16%	0,30	0	0%	0,00	82%
2330029	29963,84	1483	5%	0,41	2830	9%	0,55	766	3%	0,05	24180	81%	8,07	0	0%	0,00	704	2%	0,04	0	0%	0,00	91%
2340121	29915,06	314	1%	0,09	1426	5%	0,28	1991	7%	0,13	26184	88%	8,75	0	0%	0,00	0	0%	0,00	0	0%	0,00	92%
2300005	39886,99	959	2%	0,20	0	0%	0,00	590	1%	0,03	38273	96%	9,60	65	0%	0,00	0	0%	0,00	0	0%	0,00	98%



Figure 10 : IQBR calculés pour l'ensemble des bassins versants à l'étude.

Le développement du modèle

Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2012). La section qui vient présentera le vocabulaire utilisé pour donner les commandes au logiciel ainsi que les formules de réponse, ceci afin de servir d'aide-mémoire aux amateurs qui voudraient

s'inspirer de la procédure. La procédure d'importation des données dans le logiciel ne présente cependant aucun intérêt particulier et ne sera donc pas présentée. Tout d'abord, regardons les données pour en commenter la distribution. Dans R, la commande « `> plot(data)` » nous expose le graphique de la figure 11.

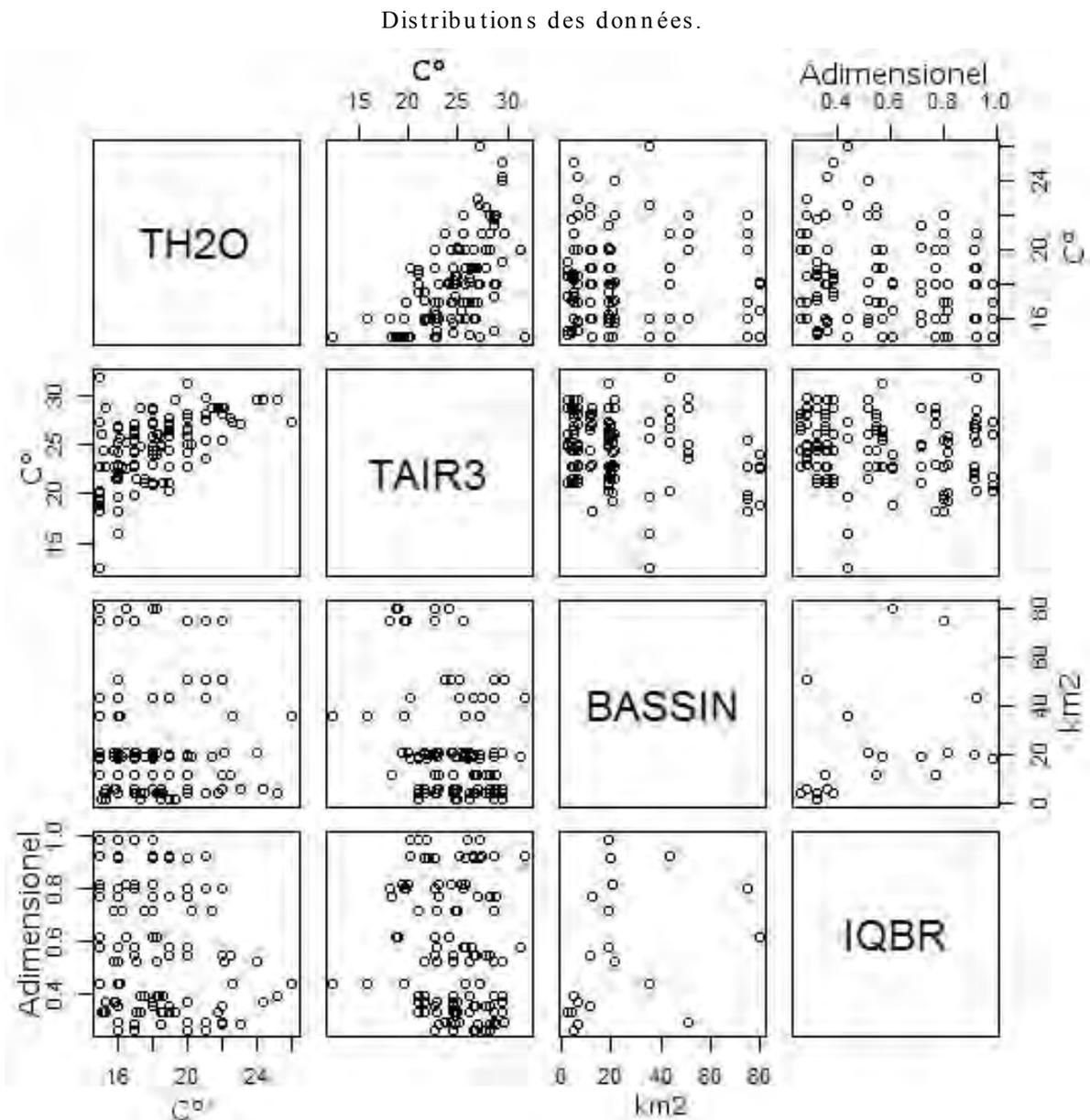


Figure 11 : Graphique de distribution des données de températures de l'eau (TH2O), de températures maximales de l'air atteintes dans un intervalle de trois jours (TAIR3), de dimensions de bassins versants (BASSIN) et de valeur d'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) à introduire dans l'exercice de modélisation.

On peut demander une clarification sur les relations deux à deux entre la variable dépendante et les variables explicatives à l'aide de la commande

«> $\text{cor}(\text{TH2O}, \text{TAIR3}); \text{cor}(\text{TH2O}, \text{BASSIN}); \text{cor}(\text{TH2O}, \text{IQBR})$ » à R qui nous donne les valeurs r suivantes : 0,5691831, -0,06310123 et -0,205749, respectivement, pour TH2O et TAIR3, TH2O et BASSIN, et TH2O et IQBR.

À propos de cette figure et de ces valeurs, on peut dire que :

- On voit très nettement l'impact de la sélection d'une période précise (mai à septembre) sur la distribution des données, puisqu'il n'y a aucune valeur sous la barre de 15 °C pour l'eau (TH2O) et peu de valeurs sous les 20 °C pour l'air (TAIR3).
- On peut percevoir la relation entre la température de l'air (TAIR3) et celle de l'eau (TH2O) telle que l'avait prédit la littérature ainsi que les premiers tests effectués pour déterminer les délais de réponse. Cette relation n'explique néanmoins que 57 % de la variabilité des données.
- La relation entre la dimension du bassin versant (BASSIN) et la température de l'eau (TH2O) est très faible. Elle n'expliquerait que 6 % de la variabilité des données et serait de pente négative, c'est-à-dire que la température de l'eau diminue avec l'augmentation de la taille du bassin versant.
- La relation entre les IQBR et la température de l'eau (TH2O) est également faible, n'expliquant que 20 % de la variabilité des données. Cette relation est également de pente négative, ce qui signifie que la température de l'eau diminue avec l'augmentation de la qualité de la bande riveraine.
- À l'œil, il ne semble pas y avoir de relations entre la température de l'air, la dimension d'un bassin versant et la qualité de la bande riveraine.

Cette dernière observation est une très bonne chose, car une forte corrélation ($r \geq 0,8$) entre deux variables explicatives réputées indépendantes (Scherrer 1984) indique qu'un modèle de régression contenant ces deux variables serait négativement affecté par des problèmes de multicollinéarité. Scherrer (1984) explique que, dans les cas de multicollinéarité extrêmes, les estimations des coefficients de régression fluctuent énormément d'un

échantillon à l'autre. Souvent, l'addition ou le retrait de quelques données dans l'échantillon a de fortes répercussions sur les variables retenues dans le modèle selon la méthode « pas-à-pas », option utilisée dans la présente étude. Quand on utilise la régression pour évaluer l'importance relative des variables explicatives, l'interprétation devient aussi délicate que hasardeuse. En effet, plus les variables explicatives sont interreliées, moins les coefficients de régression partiels sont fiables. Par contre, si le modèle est utilisé à des fins de prédiction de la valeur de y , la multicolinéarité ne dérange aucunement.

Une vérification par R est néanmoins effectuée à l'aide de la suite de commandes suivante :

« >cor(TAIR3,IQBR);cor(TAIR3,BASSIN);cor(BASSIN,IQBR) »

qui demande au logiciel de calculer les coefficients r pour les trois variables explicatives deux à deux. Nous obtenons les valeurs r suivantes, toutes inférieures au critère proposé par Scherrer (1984) : -0,1401958 pour TAIR3 et l'IQBR, -0,2554799 pour TAIR3 et BASSIN, et 0,3440395 pour BASSIN et l'IQBR. Nous pouvons donc ignorer cet avertissement et procéder à l'élaboration du modèle.

La procédure « pas-à-pas » utilisée pour déterminer le meilleur modèle de régression multiple est automatisée dans le logiciel R. Essentiellement, ce que fait le logiciel dans cette procédure est d'ajuster, tour à tour, toutes les combinaisons possibles de variables prédictives et leurs interactions en les forçant à entrer dans le modèle de régression multiple. Les divers modèles créés sont ensuite comparés entre eux et l'on sélectionne le modèle qui obtient l'indicateur statistique optimal et qui soit fondé sur nos connaissances des processus en cause. Le but est de rechercher et de retenir le modèle dont la variance totale expliquée est la plus grande et pour lequel toutes les variables explicatives sont significatives dans un souci de parcimonie. La procédure débute toujours avec le modèle saturé (le plus complexe) et en élimine graduellement des éléments.

Pour formuler un modèle dont l'habileté prédictive est balancée avec parcimonie dans la procédure « pas à pas », il faut comparer entre elles les options de modélisation et, pour ce faire, une échelle est nécessaire. Le critère d'information d'Akaike (AIC) est ici utilisé. C'est une autre forme de représentation de l'ajustement du modèle aux données. La procédure retiendra le modèle avec la plus faible valeur d'AIC. L'AIC permet d'obtenir un bon compromis entre, d'une part, le désir d'expliquer autant de variance que possible dans la variable dépendante et de minimiser les biais en incluant le plus de variables explicatives possibles et, d'autre part, de minimiser la variance des estimations (minimiser l'erreur type) en étant parcimonieux (Neumann et coll. 2003; Bernot et coll. 2010). L'AIC d'une variable explicative ou d'une interaction, pour être conservée, ne doit pas être inférieure à celle du modèle. Ce critère est couramment utilisé. Il y a une particularité dans le cas des petits échantillons : si $n/k < 40$, où n est le nombre d'individus et k le nombre de paramètres estimés par modèle), il faut utiliser l'AICc (AIC corrigé) et non pas l'AIC. Dans le cadre des présents travaux, 120 observations sont portées en régression et 3 variables explicatives sont utilisées. L'AICc n'a donc pas à être utilisé.

La commande suivante sert à spécifier notre modèle à R : `> regression<-lm(TH2O~TAIR3*BASSIN*IQBR)`. Ceci signifie que la régression est définie (`<-`) selon un modèle linéaire (`lm`) portant en variable dépendante la température de l'eau (TH2O) en fonction (`~`) de la température de l'air maximale sur 3 jours (TAIR3), de la taille d'un bassin versant (BASSIN), de l'IQBR (IQBR) ainsi que de leurs interactions (marquées par la présence de l'astérisque) ou autrement marqué de la façon suivante : `TAIR3 x BASSIN + TAIR3 x IQBR+ BASSIN x IQBR+ TAIR3 x BASSIN x IQBR`. La présence de ces interactions dans notre modèle est fondée puisque la littérature indique que l'effet de la végétation riveraine est plus marqué durant les épisodes très chauds. Elle indique également que l'effet de la végétation est plus marqué sur les petits cours d'eau que les grands. Elle indique finalement que les petits bassins sont les plus sujets aux réchauffements.

Ayant défini le modèle de départ, également appelé le modèle saturé, soit le modèle qui contient toutes les variables explicatives et toutes les combinaisons de leurs interactions, l'étape suivante est de lancer la procédure « pas à pas » dans R, ce qui se fait comme ceci : `> step(regression)`. Il est inutile de montrer ici les étapes de calculs du logiciel. Toutefois, la conclusion de cette procédure « pas à pas » à l'aide de l'AIC est que l'interaction triple doit être rejetée de notre modèle, de même que l'interaction des variables explicatives TAIR3 : BASSIN et l'interaction des variables explicatives BASSIN : IQBR. Les variables explicatives restantes et l'une des interactions sont à conserver dans le modèle. Une fois le meilleur modèle déterminé, il doit être récrit pour être analysé. En effet, la procédure « pas-à-pas » indique qu'il s'agit du meilleur modèle compte tenu des variables explicatives fournies pour expliquer les données insérées dans le modèle à titre de variables expliquées, mais elle n'en garantit pas les habiletés explicatives. Pour ce faire, il faut redéfinir le modèle comme ceci :

```
> regression <- lm(TH2O ~ TAIR3 + BASSIN + IQBR + TAIR3:IQBR).
```

Ensuite, il faut demander à R de présenter un sommaire de la régression de la façon suivante : `> summary(regression)`, ce qui génère le tableau 5 :

Tableau 5 : Sommaire de la régression multiple retenue.

Coefficients:	Calculé	Écart-type	Valeur t	Pr(> t)	Significativité.
Ordonnée à l'origine	1,125780	3,970152	0,284	0,7773	
TAIR3	0,712074	0,156424	4,552	1,33e-05	***
BASSIN	0,015737	0,009087	1,732	0,0860	.
IQBR	9,991487	6,389623	1,564	0,1206	N.S.
TAIR3:IQBR	-0,474566	0,253918	-1,869	0,0642	.
Significativité : *** : $P \leq 0,001$; ** : $P \leq 0,01$; * : $P \leq 0,05$; ■ : $P \leq 0,1$; N.S. : non significatif					
Écart-type des résidus: 2,013 avec 115 degrés de liberté					
Valeur R^2 de la régression: 0,3768			Valeur R^2 ajustée: 0,3551		
Valeur F: 17,38 avec 4 et 115 degrés de liberté, valeur $P = 3,513e-11$					

Le coefficient de détermination R^2 représente la part de la variance de la variable dépendante qui est expliquée par la régression. Il varie entre 0 (i.e. la régression n'apporte aucune information) et 1 (c'est-à-dire que les valeurs prises par la variable dépendante sont totalement expliquées par la régression). Graphiquement, plus R^2 est élevé et plus les points sont proches de la droite de régression. Dans le cas des régressions multiples, la valeur de R^2 doit être ajustée. On peut constater dans le tableau de valeurs présenté par R ci-dessus que le R^2 ajusté n'est que de 0,3551. Ceci signifie que le modèle explique environ 35 % de la variation de la température des cours d'eau étudiés, ce qui n'est pas une très bonne performance. Les paragraphes qui suivent discutent des coefficients obtenus et de leur signification biophysique et statistique, mais avec une telle valeur de R^2 , l'exercice perd beaucoup en intérêt.

L'interprétation de l'effet des variables explicatives et de leurs interactions sur les températures dans les rivières est basée sur un test de conformité avec la valeur nulle. Lorsque la fonction `summary(regression)` est appelée, R réalise automatiquement un test de conformité des paramètres de la droite par rapport à zéro. La probabilité calculée pour une valeur de t est représentée par «Pr ». Les valeurs de ces tests sont données sur la ligne «Intercept » pour l'ordonnée à l'origine et sur la ligne correspondant à chaque variable explicative pour son coefficient associé. Au seuil traditionnel de 0,05, seule la variable explicative TAIR3 est significative. Qu'elle soit la plus importante dans le modèle n'est pas une surprise puisque même dans les régressions linéaires simples utilisées pour déterminer les délais de réponse sur 5 cours d'eau, la régression avec cette variable expliquait en moyenne 70 à 80 % de la variation. C'était également la variable explicative avec la plus haute valeur r dans les régressions simples. Par contre, le fait que les autres variables et leurs interactions soient négligeables, et qu'à ce titre elles ne soient d'aucune aide à des fins prédictives, est particulièrement décevant. Ainsi la variable IQBR apparaît sans intérêt. La probabilité d'obtenir au hasard la valeur prédite se situe entre 10 et 100 % des chances.

Toutefois, la valeur F assortie à la probabilité P indiquerait que le modèle est hautement probable, malgré son utilité réduite.

Il est utile de souligner que la valeur de l'ordonnée à l'origine, bien qu'indispensable pour définir l'équation, n'est pas à inclure dans l'intervalle de valeur de la régression (plus de 15 °C). De plus, la littérature indique que le comportement de la relation entre la température de l'eau et celle de l'air n'est plus linéaire en période de basses températures.

Pour terminer, soulignons également que le coefficient pour la variable IQBR est positif. Dans le cas d'une régression linéaire simple (d'équation $y = mx+b$), ce serait une aberration puisque ceci signifierait que la température du cours d'eau augmente avec la qualité de la bande riveraine (et la quantité d'ombrage projetée). Mais ce n'est pas forcément le cas en régression multiple. En effet, la régression multiple peut se concevoir comme une opération d'algèbre vectorielle. Dans le cas présent, le modèle est composé de quatre vecteurs, chacun représentant une variable explicative et l'interaction conservée par la procédure pas-à-pas. Chaque vecteur possède sa propre valeur pour l'ordonnée à l'origine et ses propres valeurs angulaires, ou pentes, un peu à la manière de quatre flèches tirées par un archer selon divers azimuts. L'algèbre vectorielle additionne ensemble les vecteurs et attribue un nouveau coefficient à chacune des variables pour décrire le vecteur de la régression multiple. Donc, il ne convient pas de se faire du souci pour la valeur de ce coefficient.

En résumé, l'équation décrit piètrement les températures observées (35 %) dans un cours d'eau et l'IQBR serait d'une utilité très marginale pour ce faire.

Validité du modèle

Constater qu'une tentative de modélisation n'est pas porteuse d'un résultat directement valorisable n'est pas dramatique, surtout si votre travail porte le nom d'essai. Néanmoins, la curiosité étant ce qu'elle est, il convient

d'étudier un peu la question pour détecter les écueils possibles. Les données utilisées en régression linéaire doivent respecter certaines hypothèses, à savoir: linéarité de y en fonction de x , normalité de la distribution des résidus, homogénéité de la variance des résidus, indépendance des termes d'erreurs (Snedecor et Cochran 1980; Hervé 2011). Les analyses ont montré que certaines de ces hypothèses sont respectées (Snedecor et Cochran 1980; Hervé 2011) :

- L'échantillonnage est aléatoire et simple;
- Chaque individu possède une valeur pour chaque variable;
- Pour chaque valeur des variables explicatives, la distribution des résidus de la régression suit une loi normale;
- Ces lois normales ont la même variance (hypothèse d'équivariance);
- Les résidus de la régression sont indépendants des variables explicatives.

Par contre, il devient évident que la condition suivante est susceptible de poser problème :

- La relation entre la variable à expliquer et les variables explicatives est linéaire.

Concernant la linéarité des relations, elle a été démontrée pour les variables explicatives AIR3 (Mitchell 1999; Neumann et coll. 2003; Benyahya et coll. 2007; Benyahya et coll. 2008; Flint et Flint 2008) et IQBR (ou du moins un indice alternatif de couverture végétale) (Broadmeadow et coll. 2011). Mais concernant la variable BASSIN, la relation peut varier selon l'indice utilisé pour caractériser la taille d'un cours d'eau. Elle est parfois non linéaire (Pollock et coll. 2009). Des tentatives de linéarisation par transformation logarithmique et des relations de puissance ont généré des coefficients r^2 inférieurs aux données d'origine et cette approche n'a donc pas été retenue.

Concernant l'indépendance considérée, il faut souligner que nos séries sont réalisées à des localisations différentes et, de surcroît, à des temps différents. Donc, pour les puristes, nos données ne seraient pas indépendantes, car chaque série est influencée par un facteur « temps » et

un facteur « station ». L'idéal serait effectivement de n'avoir que des séries issues de suivis de cours d'eau réalisés de manière simultanée. Ceci n'était pas une option envisageable en regard des données fournies et ce n'était pas le cas non plus des données utilisées par Mitchell (1999). Par contre, utiliser diverses stations pour établir une régression est un mal accepté en écologie des eaux courantes (Mitchell 1999; Gangbazo et coll. 2005). À ce sujet, R nous propose des outils diagnostiques graphiques qui sont simplement obtenus avec la commande « `> plot(regression)` ».

La vérification de la validité d'un modèle se fait graphiquement et tourne globalement autour de trois points : la variance, l'indépendance et la normalité des résidus du modèle (les résidus étant les écarts entre les valeurs réellement observées et les valeurs ajustées qui sont celles prédites par le modèle).

Le graphique des résidus portés sur les valeurs ajustées (figure 12) sert à tester l'équivariance et l'indépendance des résidus. Sur ce graphe, la ligne rouge représente la tendance du nuage de points. Les hypothèses d'équivariance et d'indépendance sont acceptées lorsque cette ligne ne s'éloigne pas trop de l'horizontale. Ce n'est pas vraiment le cas ici, comme on peut le voir à la figure 12; donc, l'exercice n'est pas acceptable sur ce point. Plus précisément, l'hypothèse d'équivariance est acceptée lorsque la dispersion verticale des points est à peu près constante sur toute la longueur de l'axe des abscisses. Or, on constate que la dispersion verticale augmente avec l'augmentation des valeurs ajustées. L'hypothèse d'indépendance, pour sa part, est acceptée lorsque l'orientation du nuage de points est horizontale. Le nuage de la figure 12 n'est pas spécialement horizontal. Le jeu de données est donc plutôt imparfait.

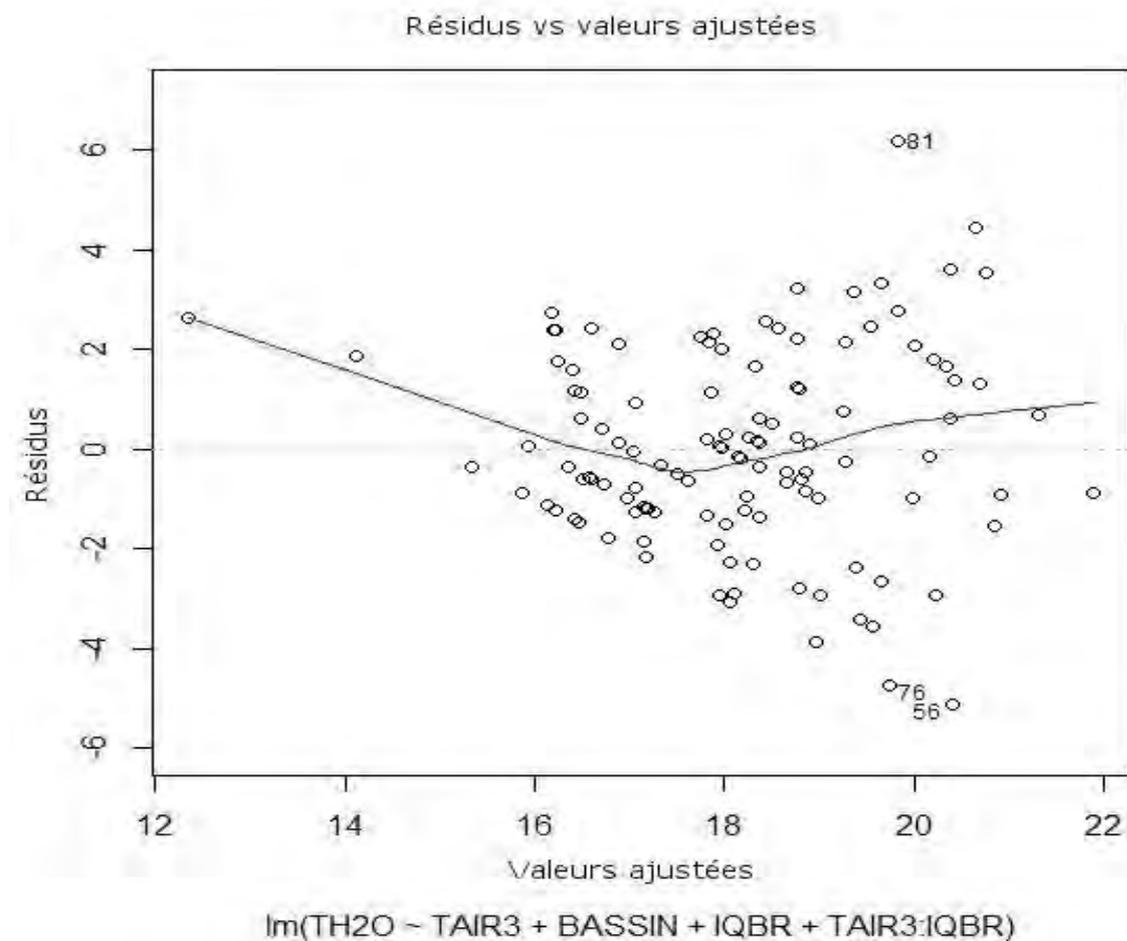


Figure 12 : Graphique de distribution des résidus de la régression multiple en fonction des valeurs ajustées.

Pour tester la normalité des résidus, R utilise le test de Shapiro-Wilk. Les résultats sont présentés sous forme de quantiles des résidus portés sur les quantiles des valeurs théoriques à la figure 13. L'hypothèse de normalité est acceptée lorsque les points sont à peu près alignés sur une droite, ce qui est le cas. Le jeu de données est donc normalement distribué.

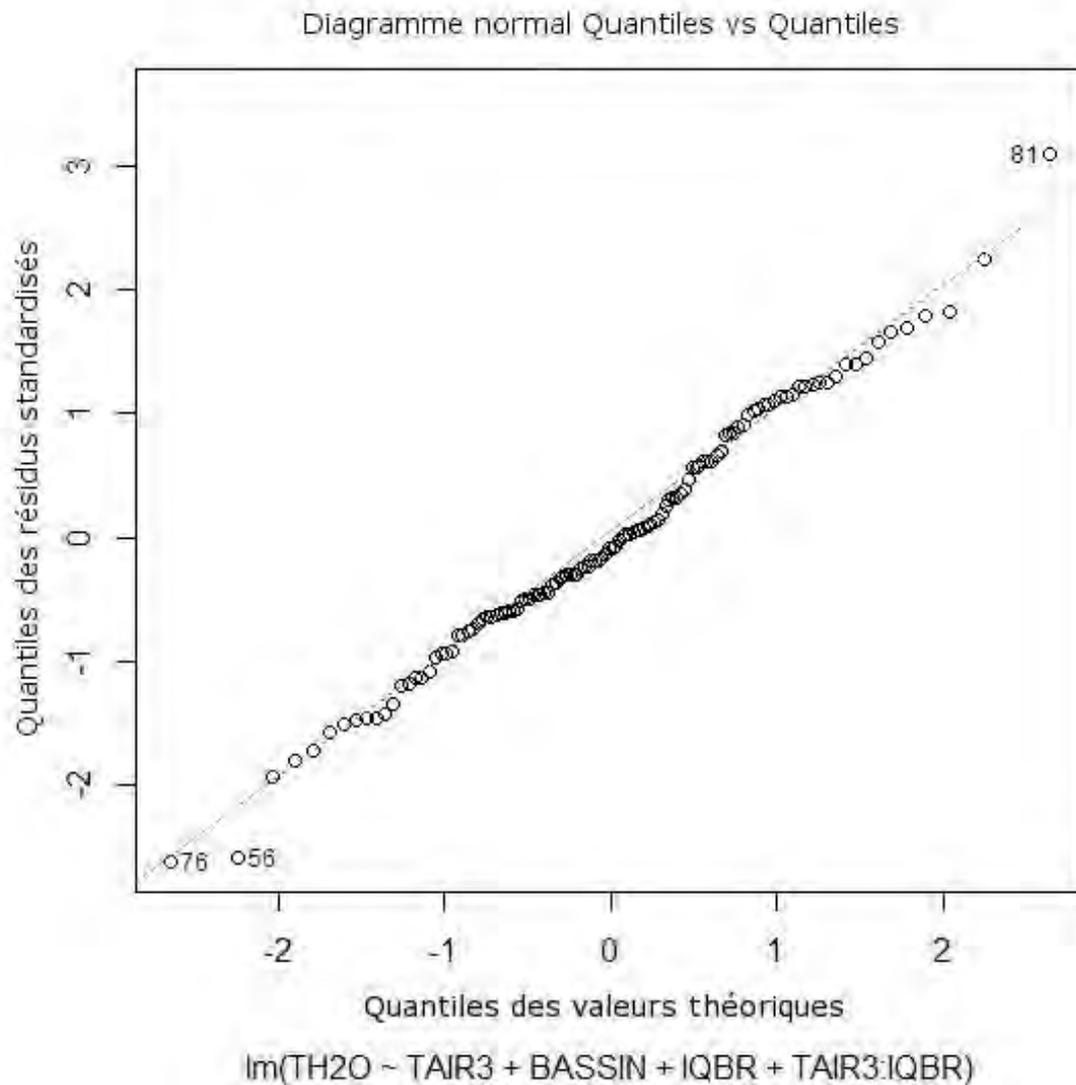


Figure 13 : Graphique de distribution par quantiles des résidus de la régression multiple en fonction des quantiles des valeurs théoriques.

En résumé, le jeu de données sur lequel repose le modèle est à améliorer, car les analyses graphiques en révèlent l'imperfection. En effet, bien que les résidus soient normalement distribués, les analyses montrent un problème d'indépendance en raison de l'absence d'équivariance. Le patron de l'analyse graphique montre que la variabilité des résidus augmente avec les valeurs ajustées par le modèle. Si l'on suppose que l'approche de la régression linéaire multiple est valide, trois explications possibles sont à invoquer. Tel que mentionné précédemment, l'influence d'un facteur « temps » et d'un facteur « station » pourrait causer des problèmes

d'indépendance de résidus. Cependant, on peut aussi y voir un problème dans le choix des variables explicatives utilisées. Compte tenu de ce que nous apprennent la littérature et les analyses, il est peu probable que les variables explicatives «température de l'air» et «dimension du bassin versant» soient en cause. Par contre la validité de la variable explicative IQBR pourrait être reconsidérée. En effet, le modèle se comporte comme si les variables explicatives étaient moins performantes lorsque les valeurs ajustée par le modèle sont plus élevées. Or, Grégoire et Trencia (2007) rappellent justement que l'effet de l'ombrage par les végétaux de la bande riveraine sur les températures maximales observées en cours d'eau devient plus marqué avec l'augmentation des températures de l'eau. La similitude des deux patrons suggère que l'IQBR ne décrit pas bien l'effet thermorégulateur de la végétation riveraine. Enfin, la troisième explication serait que le modèle soit trop simple pour représenter correctement la thermorégulation des cours d'eau.

Chapitre cinq; Pistes exploratoires pour la production d'outils d'aide à la décision en matière de gestion intégrée des ressources en milieu agroforestier

Ajout de métriques

En regardant le modèle saturé, on constate qu'il y avait peu de redondances dans les variables explicatives, ce qui représente une opportunité manquée de tester différentes métriques et de les soumettre à la procédure pas-à-pas. Ceci apparaît maintenant comme une erreur qui aurait pu être évitée puisque plusieurs exemples de la littérature consultée ont fait usage de cette stratégie (Neumann et coll. 2003; Chu et coll. 2008; Bernot et coll. 2010). Voici maintenant quelques options envisageables pour une nouvelle expérience.

Par exemple, il aurait pu être envisagé de produire une variable indépendante qui porte la superficie couverte par la composante «forêt» et la composante «arbustaie», de façon combinée ou non, pour voir si ces

descripteurs, un peu plus bruts que l'IQBR, ne donneraient pas une meilleure performance au modèle. Ces variables additionnelles ne représenteraient pas une augmentation considérable du temps de travail puisqu'elles sont des produits intermédiaires dans le calcul de l'IQBR à titre de composantes.

Une autre variable intéressante serait la largeur moyenne du cours d'eau sur le segment photointerprété en sachant que ceci influence la proportion du cours d'eau sujet à l'ombrage de la végétation riveraine. Ces variables additionnelles ne représenteraient pas une augmentation disproportionnée du temps de travail puisque la numérisation des rives du cours d'eau est une étape incontournable avant de produire l'IQBR. Elles doivent donc être photointerprétées. Mesurer de cette façon la largeur moyenne du cours d'eau ajouterait peu de temps de travail.

La littérature indique que les usages sur les terres adjacentes influencent la température de l'eau (Bourque et Pomeroy 2001; Bernot et coll. 2010). Une variable pourrait donc décrire la proportion du territoire en agriculture dans un bassin versant. Comme elle était déjà dérivée pour sélectionner nos bassins versants, elle ajouterait peu de temps de travail.

La longueur du réseau hydrographique en amont est une mesure indirecte de l'exposition potentielle du cours d'eau au rayonnement solaire. Cette variable demande peu de temps à générer à l'aide des outils géomatiques qui sont déjà largement conviés pour dériver les métriques utilisées.

Les variables les plus intéressantes à intégrer dans notre modèle seraient sans doute des variables décrivant les composantes «forêt» et «arbustaie» sur l'ensemble du réseau en amont du point de mesure de la température et non pas seulement sur un kilomètre en amont. Ces variables seraient vraisemblablement des proportions. Certes, il serait très coûteux en temps de développer ces variables par photo-interprétation pour les 20

bassins versants dans le but de produire la régression multiple. Par contre, en ce qui concerne l'application inférentielle, comme l'IQBR est généralement à développer pour l'ensemble d'un réseau hydrographique, ceci n'entraînerait pas une énorme augmentation du temps de travail pour l'utilisateur.

Une solution alternative qui pourrait être envisagée serait de dériver ces variables à partir de données de réseau hydrographique de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ) ou du Cadre hydrologique de référence, obtenu auprès du MDDEP, en croisant ces sources avec le Système d'information écoforestier (SIEF). Tous les usagers de la BDTQ reconnaissent que cette source n'est pas des plus à jour et qu'elle est imparfaite. Il faudrait postuler que son imperfection est répartie de façon aléatoire afin que les sources d'erreurs causées s'ajoutent aux résidus dans le respect des conditions de validité de la régression multiple. Le cadre hydrologique de référence est, pour sa part, beaucoup plus précis, mais la couverture est encore largement incomplète, car il est actuellement en création. Le SIEF également est imparfait et le postulat précédent devrait également être posé ici. Dériver l'indice de cette manière exigerait beaucoup moins de temps, mais le risque est grand que les erreurs empêchent toute relation d'être révélée.

Une autre source de variabilité dont il a très peu été question jusqu'ici est la nature du substrat des cours d'eau. La littérature laisse croire que l'interaction entre la végétation riveraine et le substrat est faible. Cependant, si notre modèle dégage l'influence du substrat, la contribution de la végétation riveraine devrait en être mieux appréciée. Il n'est pas évident de proposer ici une métrique pour décrire le substrat. Il est probable que les classes granulométriques soient d'une utilité médiocre. Une étude en Ontario a utilisé avec succès un indice d'écoulement basal (*base flow index*) qui donne un aperçu de la contribution des aquifères au débit d'un cours d'eau, ce qui influence sa thermorégulation (Chu et coll. 2008). Il faudrait voir comment cet indice est produit et une revue de littérature distincte devrait y être consacrée.

Les données de températures de l'air

En ce qui concerne l'usage des stations de température de l'air qui sont à des distances variables des points de lecture de la température de l'eau, il conviendrait peut-être d'utiliser un modèle régional de température permettant d'obtenir une valeur de température de l'air en tout point, ce qui pourrait réduire la variabilité résiduelle non expliquée par le modèle. Par contre, il faut tenir compte du fait que le couplage de modèles engendre des imprécisions additives (Mitchell 1999).

La distribution des bassins versants à l'étude

Idéalement, il faudrait obtenir une répartition plus équitable dans les dimensions des bassins versants utilisés, soit par l'ajout de bassins versants dans la distribution supérieure à la médiane (18 kilomètres carrés) pour équilibrer le jeu, soit en retranchant les bassins les plus grands en compensant leur disparition dans le jeu de données par l'ajout de bassins de tailles inférieures. Ceci devrait entre autres permettre une précision du modèle plus uniforme et devrait en théorie améliorer la normalité des résidus.

De nouvelles sources de données de température de l'eau

Ceci implique d'obtenir de nouvelles sources de données de température de l'eau, autres que celles de la BQMA. Une option serait d'utiliser l'énorme jeu de données du Système d'information sur la faune aquatique (SIFA) du ministère des Ressources naturelles et de la Faune qui consigne toutes les données de température associées à ses interventions en cours d'eau depuis des décennies. Le problème de ces données est qu'elles sont ponctuelles et ne permettent que rarement de former des séries temporelles. Cependant, une étude portant sur le bassin des Grand-Lacs de l'État de New York semble s'en être très bien accommodée avec une approche d'interpolation géographique (McKenna et coll. 2010). Une autre

source complémentaire serait l'utilisation d'un relevé photographique aéroporté en infrarouge. Ces clichés existent, semble-t-il, pour la section est de la région de la Chaudière-Appalaches. Ils permettraient, moyennant une calibration préalable, d'obtenir les températures des surfaces, incluant les cours d'eau, en tout point durant l'intervalle de prise de la photo (une journée), ce qui réduirait considérablement la variabilité non expliquée attribuable à un facteur « temps », mais réduirait pratiquement la possibilité d'utiliser la température de l'air comme variable prédictive (les techniques connues s'appliquent sur des séries temporelles). Ceci serait très incommode du point de vue de l'inférence, mais permettrait de clarifier la question de la contribution des autres facteurs, incluant celle des bandes riveraines agroforestières, à la thermorégulation des cours d'eau en milieu agricole. En quelque sorte, ce serait une manière de réduire l'influence de la température de l'air sur le jeu de données. L'idéal serait d'obtenir plusieurs relevés infrarouges de la même région pour construire des séries temporelles. Cette éventualité est cependant peu probable.

Explorer d'autres types de modélisation

Dans le cadre de cet essai, les seuls modèles ayant été testés appartiennent au groupe des modèles régressifs et plus particulièrement aux régressions linéaires multiples. Les raisons invoquées pour ce choix étaient que ces modèles devaient en théorie permettre la production d'une relation fiable, et qu'ils permettent, dans un souci de communicabilité, le transfert de connaissances et une vulgarisation de la méthode à un grand nombre de praticiens. Cette tentative n'a pas fonctionné. Maintenant, il importe de se demander si un outil complexe à vulgariser vaut mieux qu'aucun outil. Dans l'affirmative, il convient de comparer entre elles les autres avenues. Plus complexe, la méthode de Guillemette et coll. (2009), qui ont tenté une modélisation selon une technique géostatistique multivariée pour estimer les températures maximales à l'échelle de grands bassins, pourrait être porteuse à l'échelle régionale. La méthodologie repose sur la construction d'un espace physiographique défini selon les caractéristiques des stations de mesure en cours d'eau. Dans cet espace physiographique, l'analyse de corrélation canonique permet d'obtenir la température des cours d'eau (Guillemette et

coll. 2009). Maintenant, il faudra voir à tenir compte du commentaire de Villeneuve et coll. (1998) concernant le fait que les enjeux de la modélisation de la qualité de l'eau se situent dans le transfert technologique vers les utilisateurs potentiels (Villeneuve et coll. 1998).

Conclusion

Les systèmes agricoles de production sont toujours nichés dans un système d'ordre supérieur : l'agroécosystème, dont les frontières embrassent le paysage (Naveh et Lieberman 1984). Toutefois, le passage à une agroforesterie pratiquée à l'échelle paysagère, et destinée à inclure dans ses produits des externalités positives pouvant s'inscrire dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole, ne s'est conceptuellement opéré qu'avec la définition présentée par Leakey (1996). Cette transition semble toute naturelle en raison de l'association des composantes en agroforesterie et le fait qu'elle se caractérise par une approche intégrée et systémique qui substitue au principe de maximisation de l'agriculture productiviste le principe d'optimisation des ressources (Mallet et Depommier 1997).

La thermorégulation des cours d'eau agricoles par les bandes riveraines agroforestières est un service écologique, et l'échelle paysagère est appropriée pour sa prise en compte. Bien que l'augmentation des amplitudes thermiques dans les cours d'eau agricoles soit un phénomène connu, peu d'études permettent d'apprécier la contribution exacte des bandes riveraines agroforestières au maintien de leur intégrité thermique (Grégoire et Trencia 2007). Pourtant, dans la recherche d'une gestion plus durable des agroécosystèmes, une gestion qui soutienne, notamment, les processus écologiques (Bonny 1995), il nous faut comprendre davantage le fonctionnement des systèmes agroforestiers sous l'angle de leur contribution à la gestion intégrée des ressources en milieu agricole.

L'essai porte sur une relation prédictive de la température des cours d'eau en intégrant une métrique descriptive de la végétation riveraine.

L'intérêt prédictif de l'évaluation de l'intégrité thermique d'un cours d'eau et de sa capacité à offrir un habitat thermique adéquat pour une espèce cible serait de poser un diagnostic, d'identifier les enjeux et d'effectuer des recommandations agroforestières dans une perspective de gestion intégrée des ressources en milieu agricole. L'évaluation de l'habitat thermique disponible dans les cours d'eau permettrait de quantifier les habitats en bon état et ceux pouvant être récupérés pour des espèces sensibles et recherchées comme l'Omble de fontaine (Trencia et Major 2009). Avec des moyens adéquats, il serait possible d'intervenir pour conserver ou restaurer l'intégrité thermique de cours d'eau en corrigeant des composantes comme l'ombrage procuré par la végétation riveraine (Trencia et Major 2009). La caractérisation de l'habitat thermique est une information très importante pour les gestionnaires et intervenants fauniques en permettant l'allocation rationnelle des efforts destinés à la protection, la restauration et la mise en valeur des ressources piscicoles en milieu agricole.

La littérature semble relativement unanime sur la question : les bandes riveraines agroforestières ont un impact sur la régulation thermique des cours d'eau. Leur principal effet est de réduire les amplitudes thermiques et donc de rafraîchir les cours d'eau durant la saison chaude. Bien que le lien statistique établi par une régression ne soit pas nécessairement un lien causal, un grand nombre d'études portant sur la modélisation thermique des cours d'eau à l'aide de modèle statistiques obtiennent de très bons résultats en ne conservant que la température de l'air ambiant comme variable explicative, sans se soucier le moins du monde de la couverture riparienne.

Durant l'essai, il est remarquable que la variable indépendante TAIR3 soit passée, dans les régressions linéaires simples utilisées pour déterminer les délais de réponse sur 5 cours d'eau, d'une valeur explicative de 70-80 % de la variation à une valeur explicative de 60 % sur l'ensemble des stations et des 120 entrées. En effet, ceci indique que la variabilité non expliquée par la température de l'air est plus grande entre les stations que pour une seule

d'entre elles. L'essai tente de cerner la part de cette variabilité qui est attribuable à la végétation riveraine en milieu agricole. Quarante pour cent de la variation des températures observées dans les cours d'eau demeure à être expliquée par d'autres variables que l'air. Probablement la moitié de cette variabilité est attribuable à la végétation des bandes riveraines si l'on doit se fier à la régression linéaire simple entre la température de l'eau et l'IQBR. Autrement dit, la relation entre la température de l'eau et celle de l'air varie d'un endroit à un autre et il devrait être possible de décrire les variables concernées à des fins prédictives.

De nombreuses compétences nouvelles et une meilleure compréhension de la contribution des bandes riveraines agroforestières à la thermorégulation des cours d'eau agricoles ont été acquises par l'auteur de ces lignes dans le cadre des travaux entourant le présent essai. Cependant, la situation est telle quelle l'était au départ : s'il est possible de modéliser adéquatement la température d'un cours d'eau en un point précis où sont disponibles quelques dizaines de lectures fiables, il n'est toujours pas possible d'extrapoler les modèles et d'estimer l'habitat thermique du poisson sur l'ensemble d'un réseau hydrographique. Parmi les approches à considérer pour y arriver, mentionnons : l'ajout de métriques supplémentaires, le raffinement des métriques existantes, la mise en place d'un réseau de thermographes ainsi que l'utilisation d'autres techniques de modélisation. Une meilleure évaluation de la contribution des agroforêts à la régulation des régimes thermiques des cours d'eau est toujours requise afin d'en apprécier les biens et services écologiques. Ceci permettrait d'identifier les circonstances précises où la restauration des bandes riveraines est une approche efficace pour restaurer l'intégrité thermique des cours d'eau (McTammany et coll. 2007; Trencia et Major 2009). Il s'agit notamment de caractériser la gestion actuelle et d'en évaluer la durabilité afin d'élaborer des outils et systèmes d'aide à la décision. De nouvelles approches devront être tentées pour ce faire.

Bibliographie

- Ahmadi-Nedushan, B., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda, L. Bilodeau, E. Robichaud, N. Thiemonge, B. Bobee (2007). "Predicting river water temperatures using stochastic models: case study of the Moisie River (Quebec, Canada)." Hydrological Processes **21**(1): 21-34.
- Arrigoni, A. S., G. C. Poole, L. A. K. Mertes, S. J. O'Daniel, W. W. Woessner, S. A. Thomas (2008). "Buffered, lagged, or cooled? Disentangling hyporheic influences on temperature cycles in stream channels - art. no. W09418." Water Resources Research **44**(9): 9418.
- Baldy, C., C. Dupraz, S. Shilizzi. (1993). "Vers de nouvelles agroforesteries en climats tempérés et méditerranéens : Aspect Agronomiques." Cahiers Agricultures **2**: 375-386.
- Bélangier, M., N. El-Jabi, D. Caissie, F. Ashkar, J. M. Ribí (2005). "Estimation de la température de l'eau de rivière en utilisant les réseaux de neurones et la régression linéaire multiple." Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science **18**(3): 403-421.
- Belt, G. H., J. O'Laughlin, T. Merrill (1992). Design of Forest Riparian Buffer Strips for the Protection of Water Quality: Analysis of Scientific Literature. University of Idaho. Forest Wildlife et Range Station.
- Benyahya, L., D. Caissie, L. A. K. Mertes, S. J. O'Daniel, W. W. Woessner, S. A. Thomas (2007). "A review of statistical water temperature models." Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques **32**(3): 179-193.
- Benyahya, L., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda, B. Bobée, J. Dumas (2008). "Comparison of non-parametric et parametric water temperature models on the Nivelle River, France." Hydrological Sciences – Journal des Sciences Hydrologiques **53**(3): 640-655.
- Bernot, M. J., D. J. Sobota, R. J.R. Hall, P. J. Mulholland, W. K. Dodds, J. R. Webster, J. Tank, L. R. Ashkenas, L. W. Cooper, C. N. Dahm, S. V. Gregory, N. B. Grimm, S. K. Hamilton, S. L. Johnson, W. H. McDowell, J. L. Meyer, B. Peterson, G. C. Poole, H. M. Valett, C. Arango, J. J. Beaulieu, A. J. Burgin, C. Crenshaw, A. M. Helton, L. Johnson, J. Merriam, B. R. Niederlehner, J. M. O'Brien, J. D. Potter, R. W. Sheibley, S. M. Thomas, K. Wilson (2010). "Inter-regional comparison of land-use effects on stream metabolism." Freshwater Biology **55**: 1874–1890.
- Bonny, S. (1995). "Les conditions d'une agriculture durable." Écodécision(automne): 36-39.
- Bourque, C. P.-A. et J. H. Pomeroy (2001). "Effects of forest harvesting on summer stream temperatures in New Brunswick, Canada: an inter-catchment, multiple-year comparison." Hydrology and Earth System Sciences **5**(4): 599–613.
- Broadmeadow, S.B., J. G. Jones, T. E. L. Langford, P. J. Shaw, T. R. Nisbet (2011). "The influence of riparian shade on lowland stream water

- temperatures in southern England and their viability for brown trout." River Research and Applications **27**: 226–237.
- Brochu, V. et F. Lewis (2011). Rapport de Phase B volet Frayère: Réalisation d'aménagements salmonicoles à la tête de la rivière Le Bras à Sainte-Marguerite, MRC Nouvelle-Beauce. À l'intention du Comité de mise en valeur de la rivière Le Bras. Saint-Anselme, Conseil de bassin de la rivière Etchemin: 9 p. + Annexes.
- Brown, L. E., L. Cooper, J. Holden, S. J. Ramchunder (2010). "A comparison of stream water temperature regimes from open and afforested moorland, Yorkshire Dales, northern England." Hydrological Processes **24**: 3206 – 3218.
- Caissie, D. (2006). "The thermal regime of rivers: a review." Freshwater Biology **51**(8): 1389-1406.
- CCSEEC (2001). Les bandes riveraines et la qualité de l'eau; une revue de la littérature. Centre de conservation des sols et de l'eau de l'est du Canada. Grand-Sault, Nouveau-Brunswick: 8 p.
- Chu, C., N. E. Jones, N. E. Mandrak, A. R. Piggott, C. K. Minns (2008). "The influence of air temperature, groundwater discharge, and climate change on the thermal diversity of stream fishes in southern Ontario watersheds." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **65**: 297–308.
- COGIRMA (2010). La biodiversité en milieu agricole au Québec; État des connaissances et approches de conservation. Comité de gestion intégrée des ressources en milieu agricole, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Faune Québec. Québec : 152 p.
- Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches (2010). Portrait des ressources naturelles de la Chaudière-Appalaches. Montmagny, Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire : 197 p. + annexes.
- DeWalle, D. R. (2008). "Guidelines for Riparian Vegetative Shade Restoration Based Upon a Theoretical Shaded-Stream Model." Journal of the American Water Resources Association **44**(6): 1373-1387.
- ESRI (1999). ArcMap, Environmental Systems Research Institute.
- Farrell, J. G. (1987). Agroforestry systems *in*: Agroecology-The scientific basis of alternative agriculture. M. A. Altieri, ed. Boulder, Westview, Special studies in agriculture science and policy.
- Flint, L. E. et A. L. Flint (2008). "A basin-scale approach to estimating stream temperatures of tributaries to the Lower Klamath River, California." Journal of Environmental Quality **37**(1): 57-68.
- Frontier, S., D. Pichod-Viale, A. Leprêtre, D. Davoult, C. Luczak. (2004). Écosystèmes, structure, fonctionnement, évolution. Paris, Dunod.
- Gagnon, É. et G. Gangbazo (2007). Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives. Ministère du Développement durable de l'Environnement et des Parcs. Québec: 17 p.
- Gangbazo G., J. Roy, A. Lepage (2005). Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre. Québec: 36 p.

- Gosselin, A.-M. et F. Lewis (2011). Rapport: Aménagement et mise en valeur faunique du bassin versant de la rivière Le Bras; Édition 2011. Saint-Anselme, Conseil de bassin de la rivière Etchemin: 14 p. + Annexes.
- Grégoire, Y. et G. Trencia (2007). Influence de l'ombrage produit par la végétation riveraine sur la température de l'eau: un paramètre d'importance pour le maintien d'un habitat de qualité pour le poisson. Direction de l'aménagement de la faune de la région de la Chaudière-Appalaches, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Secteur Faune, Québec: x + 19 p. + 14 annexes.
- Guillemette, N., A. St-Hilaire, T. B. M. J. Ouarda, N. Bergeron, É. Robichaud, L. Bilodeau (2009). "Feasibility study of a geostatistical modelling of monthly maximum stream temperatures in a multivariate space." Journal of Hydrology **364**: 1 – 12.
- Harding, J. S., K. Claassen, N. Evers (2006). "Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates?" Hydrobiologia **2006**: 391–402.
- Hervé, M. (2011). Aide-mémoire de statistique appliquée à la biologie – Construire son étude et analyser les résultats à l'aide du logiciel R: 127 p.
- Johnson, S. L. (2004). "Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **61**: 913–923.
- Kelleher, C. (2009). Characterization of stream temperature across Pennsylvania. The Pennsylvania State University, USA
- Koch, H. et U. Grünwald (2010). "Regression models for daily stream temperature simulation: case studies for the river Elbe, Germany." Hydrological Processes **24**: 3826 – 3836.
- Kreutzweiser, D. P., S. S. Capell, S. B. Holmes (2009). "Stream temperature responses to partial-harvest logging in riparian buffers of boreal mixedwood forest watersheds." Canadian Journal of Forest Resources **39**: 497–506.
- Larnier, K., H. Roux, D. Dartus, O. Croze. (2010). "Water temperature modeling in the Garonne River (France)." Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems **398**(4): 1-20.
- Leakey, R. R. B. (1996). "Definition of agroforestry revisited." Agroforestry Today **8**(1): 5-7.
- Leo Smith, R. (1996). Ecology and field biology. New-York, Harper Collins College Publishers. 740p + annexes.
- Lewis, F. et V. Brochu (2011). Rapport de Phase A volet Frayères: Étude d'implantation d'aménagements salmonicoles dans un tributaire sans nom de la rivière Le Bras à Saint-Isidore, Nouvelle-Beauce. Saint-Anselme, Conseil de bassin de la rivière Etchemin: 18 p. + Annexes.
- Loheide, S. P. et S. M. Gorelick (2006). "Quantifying stream-aquifer interactions through the analysis of remotely sensed thermographic profiles and in situ temperature histories." Environmental Science & Technology **40**(10): 3336-3341.
- Malcolm, I. A., C. Soulsby, D. M. Hannah, P. J. Bacon, A. F. Youngson, D. Tetzlaff. (2008). "The influence of riparian woodland on stream

- temperatures: implications for the performance of juvenile salmonids." Hydrological Processes **22**: 968 – 979.
- Mallet, B. et D. Depommier (1997). "Forêts et agriculture." Bois et Forêts des Tropiques **252**(2): 26-29.
- Mary, F. et F. Besse (1996). Pratiques, techniques et systèmes agroforestiers *in* Guide d'aide à la décision en agroforesterie. Tome 1. Ministère de la coopération CTA. Paris, France.
- McKenna, J. E., R. S. Butryn, R. P. McDonald. (2010). "Summer stream water temperature models for great lakes streams: New York." Transactions of the American Fisheries Society **139**(5): 1399-1414.
- McTammany, M. E., E. F. Benfield, J. R. Webster. (2007). "Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture." Journal of the North American Benthological Society **26** (3): 532-545.
- MDDEP (2002). "Règlement sur les exploitations agricoles, Loi sur la qualité de l'environnement." Consulté le 15-04-2012, à l'adresse http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/index.htm.
- MDDEP (2005). "Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables, Loi sur la qualité de l'environnement." Consulté le 15-04-2012, à l'adresse <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/index.htm>.
- MDDEP (2012a). Banque de données sur la qualité du milieu aquatique. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- MDDEP (2012b). Portrait de la qualité des eaux de surface au Québec 1999 – 2008. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du suivi de l'état de l'environnement. 97 p.
- Mitchell, S. (1999). "A simple model for estimating mean monthly stream temperatures after riparian canopy removal." Environmental Management **24**(1): 77-83.
- Moore, R. D., D. L. Spittlehouse, A. Story. (2005). "Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review." Journal of the American Water Resources Association(August): 813-834.
- Morisset, M. (1987). L'agriculture familiale au Québec. Paris, L'Harmattan.
- Naveh, Z. et A. S. Lieberman, Eds. (1984). Landscape ecology, theory and application. Springer Series on Environmental Management. New-York, Springer-Verlag.
- Neumann, D. W., B. Rajagopalan, E. A. Zagona. (2003). "Regression Model for Daily Maximum Stream Temperature." Journal of Environmental Engineering **129**(7): 667-674.
- Piégay, H. et L. Maridet (1994). "Revue bibliographique: Formations végétales arborées riveraines des cours d'eau et potentialités piscicoles." Bulletin Français de Pêche et Pisciculture **333**: 125-147.
- Point, P. (2000.). Les évaluations économiques des services rendus par les zones humides. *in* Fonctions et valeurs des zones humides. É. Fustec et J. C. Lefevre, éd. Paris, Dunod: 295-309.
- Pollock, M. M., T. J. Beechie, M. Liebmann, R.E. Bigley. (2009). "Stream temperature relationships to forest harvest in western Washington." Journal of the American Water Resources Association **45**(1): 141-156

- Quinn, J. M. et A. E. Wright-Stow (2008). "Stream size influences stream temperature impacts and recovery rates after clearfell logging." Forest Ecology and Management **256**(12): 2101-2109.
- R Development Core Team (2012). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.
- Saint-Jacques, N. et Y. Richard (1996). Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. Le bassin de la rivière Chaudière - État de l'écosystème aquatique. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune. Québec, Envirodoq: 6.1 - 6.41+annexes.
- Scherrer, B. (1984). Biostatistique. Montréal, Gaëtan Morin éditeur.
- Scott, W. B. et E. J. Crossman (1973). Freshwater fishes of Canada. Environment Canada. Fisheries Research Board of Canada. Ottawa: 966p.
- Siitari, K. J., W. W. Taylor, S. A. C. Nelson, K. E. Weaver. (2011). "The influence of land cover composition and groundwater on thermal habitat availability for brook charr (*Salvelinus fontinalis*) populations in the United States of America." Ecology of Freshwater Fish **2011**(20): 431-437.
- Snedecor, G. W. et W. G. Cochran (1980). Statistical Methods, Iowa State University, Ames, Iowa.
- Société de la faune et des parcs du Québec (2002). Rapport sur les impacts de la production porcine sur la faune et ses habitats. Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune: 72 pages.
- Taniguchi, Y., F. J. Rahel, D. C. Novinger, K. G. Geron. (1998). "Temperature mediation of competitive interactions among three fish species that replace each other along longitudinal stream gradients." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **55**(8): 1894-1901.
- Torquebiau, E. (1990). Introduction aux concepts de l'agroforesterie. Nairobi, Kenya, International Center for Research in Agroforestry.
- Trencia, G. et L. Major (2009). Utilisation des données de température pour la classification du potentiel des cours d'eau. Communication. Ateliers faune aquatique. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Division aménagement faunique Chaudière-Appalaches.
- Villeneuve J. P., P. Hubert, A. Mailhot, A. N. Rousseau. (1998). "La modélisation hydrologique et la gestion de l'eau." Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science **11**(hors série): 19-39.
- Wilkerson, E., J. M. Hagan, D. Siegel, A. A. Whitman. (2006). "The effectiveness of different buffer widths for protecting headwater stream temperature in Maine." Forest Science **52**(3): 221-231.

Annexe 1 : Données brutes pour la température de l'eau, de l'air, la superficie du bassin versant et la valeur de l'IQBR à associer pour chacune des stations BQMA.

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2330059	2010-06-21	16,0	7053141	Honfleur 2	26,8	11,6545638	0,35100589
2330059	2010-07-05	22,0	7053141	Honfleur 2	28,2	11,6545638	0,35100589
2330059	2010-07-14	19,0	7053141	Honfleur 2	27,8	11,6545638	0,35100589
2330059	2010-07-19	18,0	7053141	Honfleur 2	24,5	11,6545638	0,35100589
2330059	2010-08-03	19,0	7053141	Honfleur 2	26,5	11,6545638	0,35100589
2330059	2010-08-09	16,0	7053141	Honfleur 2	22,7	11,6545638	0,35100589
2330060	2010-06-21	16,0	7053141	Honfleur 2	26,8	4,47133378	0,26026379
2330060	2010-07-05	21,0	7053141	Honfleur 2	28,2	4,47133378	0,26026379
2330060	2010-07-14	20,0	7053141	Honfleur 2	27,8	4,47133378	0,26026379
2330060	2010-07-19	17,0	7053141	Honfleur 2	24,5	4,47133378	0,26026379
2330060	2010-08-03	17,0	7053141	Honfleur 2	26,5	4,47133378	0,26026379
2330060	2010-08-09	16,0	7053141	Honfleur 2	22,7	4,47133378	0,26026379
2330061	2010-06-21	19,0	7053141	Honfleur 2	26,8	11,6776725	0,54609507
2330061	2010-07-05	22,0	7053141	Honfleur 2	28,2	11,6776725	0,54609507
2330061	2010-07-14	22,5	7053141	Honfleur 2	27,8	11,6776725	0,54609507
2330061	2010-07-19	19,0	7053141	Honfleur 2	24,5	11,6776725	0,54609507
2330061	2010-08-03	20,0	7053141	Honfleur 2	26,5	11,6776725	0,54609507
2330061	2010-08-09	17,0	7053141	Honfleur 2	22,7	11,6776725	0,54609507
2330062	2010-06-21	19,0	7021313	Charny	27,0	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-07-05	18,0	7021313	Charny	28,8	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-07-14	20,0	7021313	Charny	28,2	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-07-19	18,0	7021313	Charny	24,8	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-08-03	18,0	7021313	Charny	27,0	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-08-09	16,0	7021313	Charny	23,0	11,9209137	0,7681964
2330062	2010-09-07	15,0	7056947	Saint-Charles	18,3	11,9209137	0,7681964
2330063	2010-06-21	23,0	7021313	Charny	27,0	6,1605589	0,28167218
2330063	2010-07-05	22,0	7021313	Charny	28,8	6,1605589	0,28167218
2330063	2010-07-14	22,0	7021313	Charny	28,2	6,1605589	0,28167218
2330063	2010-07-19	18,5	7021313	Charny	24,8	6,1605589	0,28167218
2330063	2010-08-03	17,0	7021313	Charny	27,0	6,1605589	0,28167218
2330063	2010-08-09	17,0	7021313	Charny	23,0	6,1605589	0,28167218
2280001	2009-06-17	17,0	7054096	Lapocatière	26,0	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-06-21	15,0	7054096	Lapocatière	19,5	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-07-05	17,0	7054096	Lapocatière	19,8	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-07-27	16,0	7054096	Lapocatière	18,2	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-08-04	20,0	7054096	Lapocatière	22,7	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-08-17	22,0	7054096	Lapocatière	25,5	75,0341515	0,79956226
2280001	2009-09-08	21,0	7054096	Lapocatière	25,5	75,0341515	0,79956226

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2360020	2011-05-24	17,4	7027118	St-edouard	21,1	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-06-07	15,8	7027118	St-edouard	24,5	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-06-22	18,2	7027118	St-edouard	26,1	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-07-05	18,5	7027118	St-edouard	28,7	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-07-18	24,0	7027118	St-edouard	29,5	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-07-21	22,1	7027118	St-edouard	28,7	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-08-01	18,6	7027118	St-edouard	24,8	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-08-16	20,7	7027118	St-edouard	25,0	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-08-29	17,1	7027118	St-edouard	21,6	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-09-13	15,8	7027118	St-edouard	22,8	21,1026639	0,51635951
2360020	2011-09-27	16,0	7027118	St-edouard	22,8	21,1026639	0,51635951
2360021	2011-05-24	17,6	7027118	St-edouard	21,1	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-06-07	15,7	7027118	St-edouard	24,5	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-06-22	17,5	7027118	St-edouard	26,1	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-07-05	19,2	7027118	St-edouard	28,7	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-07-18	23,6	7027118	St-edouard	29,5	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-07-21	21,4	7027118	St-edouard	28,7	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-08-01	18,0	7027118	St-edouard	24,8	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-08-16	20,2	7027118	St-edouard	25,0	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-08-29	16,2	7027118	St-edouard	21,6	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-09-13	15,8	7027118	St-edouard	22,8	18,9078181	0,71419363
2360021	2011-09-27	16,3	7027118	St-edouard	22,8	18,9078181	0,71419363
2360022	2011-05-24	18,0	7027118	St-edouard	21,1	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-06-07	15,8	7027118	St-edouard	24,5	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-06-22	17,9	7027118	St-edouard	26,1	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-07-05	17,0	7027118	St-edouard	28,7	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-07-18	24,3	7027118	St-edouard	29,5	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-07-21	21,0	7027118	St-edouard	28,7	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-08-01	17,5	7027118	St-edouard	24,8	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-08-16	20,0	7027118	St-edouard	25,0	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-08-29	15,9	7027118	St-edouard	21,6	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-09-13	15,3	7027118	St-edouard	22,8	6,04850064	0,36561354
2360022	2011-09-27	16,1	7027118	St-edouard	22,8	6,04850064	0,36561354
2360023	2011-05-24	18,9	7027118	St-edouard	21,1	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-06-07	16,5	7027118	St-edouard	24,5	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-06-22	15,1	7027118	St-edouard	26,1	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-07-05	15,3	7027118	St-edouard	28,7	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-07-18	19,3	7027118	St-edouard	29,5	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-07-21	20,8	7027118	St-edouard	28,7	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-08-01	17,3	7027118	St-edouard	24,8	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-08-16	18,5	7027118	St-edouard	25,0	1,88912483	0,32498956
2360023	2011-08-29	16,4	7027118	St-edouard	21,6	1,88912483	0,32498956

BQMA	Date	TH20	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2360024	2011-05-24	18,6	7027118	St-edouard	21,1	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-06-07	15,2	7027118	St-edouard	24,5	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-06-22	17,4	7027118	St-edouard	26,1	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-07-05	17,1	7027118	St-edouard	28,7	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-07-18	23,1	7027118	St-edouard	29,5	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-07-21	21,8	7027118	St-edouard	28,7	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-08-01	18,5	7027118	St-edouard	24,8	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-08-16	20,9	7027118	St-edouard	25,0	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-08-29	17,1	7027118	St-edouard	21,6	3,97788462	0,32745197
2360024	2011-09-13	15,3	7027118	St-edouard	22,8	3,97788462	0,32745197
2360025	2011-05-24	18,6	7027118	St-edouard	21,1	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-06-07	18,3	7027118	St-edouard	24,5	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-06-22	18,4	7027118	St-edouard	26,1	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-07-05	17,3	7027118	St-edouard	28,7	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-07-18	25,1	7027118	St-edouard	29,5	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-07-21	22,3	7027118	St-edouard	28,7	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-08-01	18,4	7027118	St-edouard	24,8	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-08-16	19,5	7027118	St-edouard	25,0	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-08-29	17,6	7027118	St-edouard	21,6	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-09-13	15,8	7027118	St-edouard	22,8	4,62685035	0,38624726
2360025	2011-09-27	17,1	7027118	St-edouard	22,8	4,62685035	0,38624726
2340121	2010-06-21	19,0	7028676	Vallée-Jonction	27,5	43,2445054	0,92417637
2340121	2010-07-06	21,0	7028676	Vallée-Jonction	31,8	43,2445054	0,92417637
2340121	2010-07-19	18,0	7028676	Vallée-Jonction	25,2	43,2445054	0,92417637
2340121	2010-08-02	15,0	7028676	Vallée-Jonction	26,6	43,2445054	0,92417637
2340121	2010-08-16	16,0	7028676	Vallée-Jonction	28,6	43,2445054	0,92417637
2340121	2010-09-08	16,0	7028676	Vallée-Jonction	20,3	43,2445054	0,92417637
2300003	2003-05-05	15,0	7057567	St-Michel	15,0	35,3483979	0,43732788
2300003	2003-05-20	21,0	7057567	St-Michel	28,0	35,3483979	0,43732788
2300003	2003-06-02	16,0	7057567	St-Michel	16,0	35,3483979	0,43732788
2300003	2003-08-13	21,0	7057567	St-Michel	26,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2003-09-15	22,6	7057567	St-Michel	27,3	35,3483979	0,43732788
2300003	2004-06-14	18,0	7057567	St-Michel	22,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2004-07-12	21,0	7057567	St-Michel	24,2	35,3483979	0,43732788
2300003	2004-08-09	21,0	7057567	St-Michel	22,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2004-09-07	17,0	7057567	St-Michel	20,3	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-05-09	17,0	705083A	Boyer Nord	15,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-05-24	15,0	705083A	Boyer Nord	12,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-05-30	17,0	705083A	Boyer Nord	15,9	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-06-13	24,0	705083A	Boyer Nord	29,1	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-06-27	21,0	705083A	Boyer Nord	30,2	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-07-11	26,0	705083A	Boyer Nord	27,3	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-07-25	17,0	705083A	Boyer Nord	25,2	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-08-08	30,0	705083A	Boyer Nord	28,9	35,3483979	0,43732788
2300003	2005-09-06	21,0	705083A	Boyer Nord	23,7	35,3483979	0,43732788

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2300003	2006-06-12	16,0	705083A	Boyer Nord	19,6	35,3483979	0,43732788
2300003	2006-07-10	20,0	705083A	Boyer Nord	28,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2006-08-07	20,0	705083A	Boyer Nord	26,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2006-09-05	17,0	705083A	Boyer Nord	21,1	35,3483979	0,43732788
2300003	2007-06-04	16,0	705083A	Boyer Nord	18,1	35,3483979	0,43732788
2300003	2007-07-03	20,0	705083A	Boyer Nord	21,9	35,3483979	0,43732788
2300003	2007-07-30	18,0	705083A	Boyer Nord	28,4	35,3483979	0,43732788
2300003	2007-08-13	18,0	705083A	Boyer Nord	26,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2008-07-14	16,0	705083A	Boyer Nord	25,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2008-07-31	18,3	705083A	Boyer Nord	24,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2008-08-28	16,1	705083A	Boyer Nord	25,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2008-09-25	17,1	7056947	Saint-Charles	24,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2009-07-06	15,0	7056947	Saint-Charles	21,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2009-07-23	17,1	7056947	Saint-Charles	22,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2009-08-03	18,0	7056947	Saint-Charles	22,2	35,3483979	0,43732788
2300003	2009-08-26	18,4	7056947	Saint-Charles	23,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2009-09-08	16,0	7056947	Saint-Charles	23,7	35,3483979	0,43732788
2300003	2010-07-05	21,0	7056947	Saint-Charles	26,5	35,3483979	0,43732788
2300003	2010-08-02	17,0	7056947	Saint-Charles	28,0	35,3483979	0,43732788
2300003	2010-09-07	16,0	7056947	Saint-Charles	25,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2011-06-08	17,0	7056947	Saint-Charles	23,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2011-07-05	22,0	7056947	Saint-Charles	23,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2011-08-09	17,5	7056947	Saint-Charles	24,8	35,3483979	0,43732788
2300003	2011-09-06	15,5	7056947	Saint-Charles	22,7	35,3483979	0,43732788
2300005	2003-07-06	17,0	7057567	St-Michel	26,0	18,4608692	0,98233479
2300005	2003-08-04	18,0	7057567	St-Michel	22,3	18,4608692	0,98233479
2300005	2004-06-13	16,0	7057567	St-Michel	21,8	18,4608692	0,98233479
2300005	2004-07-11	18,0	7057567	St-Michel	21,0	18,4608692	0,98233479
2300005	2005-07-10	15,0	705083A	Boyer Nord	27,3	18,4608692	0,98233479
2300005	2005-08-08	18,0	7053141	Honfleur 2	27,3	18,4608692	0,98233479
2300005	2005-09-05	15,0	7053141	Honfleur 2	20,3	18,4608692	0,98233479
2330029	2003-07-02	16,0	7021313	Charny	22,1	19,9843264	0,91167843
2330029	2003-08-04	21,0	7021313	Charny	22,0	19,9843264	0,91167843
2330029	2004-06-14	19,0	7021313	Charny	22,7	19,9843264	0,91167843
2330029	2004-06-21	15,0	7021313	Charny	20,3	19,9843264	0,91167843
2330029	2004-07-12	20,0	7021313	Charny	23,0	19,9843264	0,91167843
2330029	2005-06-13	18,0	7021313	Charny	27,2	19,9843264	0,91167843
2330029	2005-07-11	20,0	7021313	Charny	25,8	19,9843264	0,91167843
2330029	2005-08-08	20,0	7021313	Charny	26,6	19,9843264	0,91167843
2330029	2005-09-06	16,0	7021313	Charny	21,6	19,9843264	0,91167843

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2340086	2003-07-07	19,0	7021313	Charny	26,6	20,6810659	0,81638921
2340086	2003-08-04	20,0	7021313	Charny	22,0	20,6810659	0,81638921
2340086	2003-09-02	15,0	7021313	Charny	20,1	20,6810659	0,81638921
2340086	2004-07-12	18,0	7021313	Charny	23,0	20,6810659	0,81638921
2340086	2004-08-09	17,0	7021313	Charny	22,2	20,6810659	0,81638921
2340086	2004-09-07	16,0	7021313	Charny	20,8	20,6810659	0,81638921
2340086	2005-06-13	16,0	7021313	Charny	27,2	20,6810659	0,81638921
2340086	2005-07-11	18,0	7021313	Charny	25,8	20,6810659	0,81638921
2340086	2005-08-08	17,0	7021313	Charny	26,6	20,6810659	0,81638921
2340086	2006-08-07	17,0	7020566	Beaurivage	24,7	20,6810659	0,81638921
2340086	2006-09-05	15,0	7020566	Beaurivage	19,3	20,6810659	0,81638921
2340086	2007-08-13	16,5	7020566	Beaurivage	25,3	20,6810659	0,81638921
2340086	2008-06-02	15,0	7020566	Beaurivage	15,0	20,6810659	0,81638921
2340086	2008-07-14	17,0	7020566	Beaurivage	24,3	20,6810659	0,81638921
2340098	2003-07-06	19,0	7028676	Vallée-Jonction	25,8	18,7979932	0,57292742
2340098	2003-07-14	20,0	7028676	Vallée-Jonction	25,3	18,7979932	0,57292742
2340098	2003-08-12	19,0	7028676	Vallée-Jonction	26,4	18,7979932	0,57292742
2340098	2003-09-07	15,0	7028676	Vallée-Jonction	20,6	18,7979932	0,57292742
2340098	2004-06-07	15,0	7028676	Vallée-Jonction	22,7	18,7979932	0,57292742
2340098	2004-07-05	17,0	7028676	Vallée-Jonction	25,5	18,7979932	0,57292742
2340098	2004-09-07	15,0	7028676	Vallée-Jonction	22,8	18,7979932	0,57292742
2340098	2005-06-07	16,0	7028676	Vallée-Jonction	22,8	18,7979932	0,57292742
2340098	2005-07-12	19,0	7028676	Vallée-Jonction	30,2	18,7979932	0,57292742
2340098	2005-08-09	20,0	7028676	Vallée-Jonction	31,3	18,7979932	0,57292742
2340099	2003-05-20	15,0	7021313	Charny	26,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-05-21	18,0	7021313	Charny	23,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-16	19,0	7021313	Charny	17,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-18	16,0	7021313	Charny	24,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-20	18,0	7021313	Charny	23,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-23	20,0	7021313	Charny	28,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-25	23,0	7021313	Charny	29,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-06-27	27,0	7021313	Charny	31,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-03	19,0	7021313	Charny	23,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-04	21,0	7021313	Charny	23,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-07	22,0	7021313	Charny	26,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-09	18,0	7021313	Charny	25,4	50,9889063	0,28890717

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2340099	2003-07-11	19,0	7021313	Charny	20,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-14	18,0	7021313	Charny	23,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-16	21,0	7021313	Charny	25,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-18	24,0	7021313	Charny	23,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-21	20,0	7021313	Charny	22,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-23	19,0	7021313	Charny	20,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-25	19,0	7021313	Charny	21,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-07-30	18,0	7021313	Charny	19,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-04	21,0	7021313	Charny	22,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-13	19,0	7021313	Charny	26,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-15	20,0	7021313	Charny	27,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-18	18,0	7021313	Charny	23,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-20	19,0	7021313	Charny	25,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-08-27	17,0	7021313	Charny	19,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-09-02	15,0	7021313	Charny	20,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-09-05	17,0	7021313	Charny	20,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-09-15	21,0	7021313	Charny	26,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2003-09-22	18,0	7021313	Charny	19,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-06-09	22,0	7021313	Charny	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-06-14	18,0	7021313	Charny	22,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-06-17	15,0	7021313	Charny	24,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-07-02	15,0	7021313	Charny	22,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-07-07	15,0	7021313	Charny	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-07-14	19,0	7021313	Charny	25,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-07-21	20,0	7021313	Charny	25,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-07-28	18,0	7021313	Charny	24,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-08-25	22,0	7021313	Charny	20,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-09-01	15,0	7021313	Charny	19,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2004-09-07	20,0	7021313	Charny	20,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-05-24	15,0	7021313	Charny	12,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-01	20,0	7021313	Charny	22,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-06	17,0	7021313	Charny	21,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-13	28,0	7021313	Charny	27,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-20	20,0	7021313	Charny	20,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-22	18,0	7021313	Charny	22,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-23	19,0	7021313	Charny	21,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-27	24,0	7021313	Charny	28,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-29	29,0	7021313	Charny	29,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-06-30	27,0	7021313	Charny	28,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-04	20,0	7021313	Charny	25,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-06	18,0	7021313	Charny	24,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-08	22,0	7021313	Charny	23,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-11	20,0	7021313	Charny	25,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-13	20,0	7021313	Charny	27,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-15	23,0	7021313	Charny	27,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-18	24,0	7021313	Charny	28,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-20	27,0	7021313	Charny	27,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-22	25,0	7021313	Charny	26,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-25	20,0	7021313	Charny	23,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-07-27	21,0	7021313	Charny	23,8	50,9889063	0,28890717

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2340099	2005-08-01	20,0	7021313	Charny	22,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-03	25,0	7021313	Charny	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-05	25,0	7021313	Charny	26,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-08	29,0	7021313	Charny	26,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-10	26,0	7021313	Charny	28,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-12	21,0	7021313	Charny	25,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-15	20,0	7021313	Charny	25,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-17	18,0	7021313	Charny	24,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-19	17,0	7021313	Charny	20,9	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-24	20,0	7021313	Charny	20,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-26	21,0	7021313	Charny	24,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-29	25,0	7021313	Charny	25,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-08-31	19,0	7021313	Charny	22,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-02	18,0	7021313	Charny	23,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-06	21,0	7021313	Charny	21,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-07	20,0	7021313	Charny	23,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-09	15,0	7021313	Charny	21,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-12	15,0	7021313	Charny	21,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-14	20,0	7021313	Charny	26,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-09-16	17,0	7021313	Charny	23,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2005-10-05	20,0	7021313	Charny	23,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-05-29	18,0	7020566	Beaurivage	24,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-05-30	16,0	7020566	Beaurivage	23,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-02	18,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-07	19,0	7020566	Beaurivage	25,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-16	18,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-19	20,0	7020566	Beaurivage	29,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-22	17,0	7020566	Beaurivage	24,4	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-26	24,0	7020566	Beaurivage	25,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-06-29	19,0	7020566	Beaurivage	26,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-04	18,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-07	18,0	7020566	Beaurivage	23,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-11	23,0	7020566	Beaurivage	26,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-13	26,0	7020566	Beaurivage	26,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-14	21,0	7020566	Beaurivage	28,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-17	21,0	7020566	Beaurivage	29,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-21	23,0	7020566	Beaurivage	28,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-24	20,0	7020566	Beaurivage	22,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-26	18,0	7020566	Beaurivage	25,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-28	20,0	7020566	Beaurivage	28,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-07-31	19,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-02	20,0	7020566	Beaurivage	27,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-04	24,0	7020566	Beaurivage	27,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-07	19,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-09	17,0	7020566	Beaurivage	25,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-11	15,0	7020566	Beaurivage	21,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-16	15,0	7020566	Beaurivage	23,0	50,9889063	0,28890717

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2340099	2006-08-18	18,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-21	23,0	7020566	Beaurivage	23,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-08-30	16,0	7020566	Beaurivage	20,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-09-08	16,0	7020566	Beaurivage	21,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-09-15	18,0	7020566	Beaurivage	19,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2006-09-18	19,0	7020566	Beaurivage	22,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-05-07	15,0	7020566	Beaurivage	14,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-05-11	15,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-05-22	16,0	7020566	Beaurivage	13,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-05-25	17,0	7020566	Beaurivage	27,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-05-28	16,0	7020566	Beaurivage	19,6	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-11	15,0	7020566	Beaurivage	25,1	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-13	15,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-15	17,0	7020566	Beaurivage	25,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-18	25,0	7020566	Beaurivage	25,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-20	20,0	7020566	Beaurivage	26,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-22	16,0	7020566	Beaurivage	21,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-06-26	19,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-06	17,0	7020566	Beaurivage	22,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-09	16,0	7020566	Beaurivage	20,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-11	18,0	7020566	Beaurivage	24,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-13	16,0	7020566	Beaurivage	24,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-16	24,0	7020566	Beaurivage	23,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-18	16,0	7020566	Beaurivage	24,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-20	15,0	7020566	Beaurivage	20,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-23	15,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-25	26,0	7020566	Beaurivage	27,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-27	21,0	7020566	Beaurivage	29,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-07-30	17,0	7020566	Beaurivage	26,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-01	19,0	7020566	Beaurivage	27,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-03	22,0	7020566	Beaurivage	28,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-06	15,0	7020566	Beaurivage	21,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-10	15,0	7020566	Beaurivage	23,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-13	18,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-15	15,0	7020566	Beaurivage	21,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-24	17,0	7020566	Beaurivage	23,0	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-08-31	21,0	7020566	Beaurivage	22,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-09-07	21,0	7020566	Beaurivage	23,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-09-10	15,0	7020566	Beaurivage	21,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-09-24	18,0	7020566	Beaurivage	21,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2007-09-26	20,0	7020566	Beaurivage	23,7	50,9889063	0,28890717
2340099	2008-05-12	15,0	7020566	Beaurivage	15,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2008-07-14	20,0	7020566	Beaurivage	24,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2008-09-08	15,0	7020566	Beaurivage	20,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2009-08-03	19,0	7020566	Beaurivage	25,8	50,9889063	0,28890717
2340099	2010-05-03	18,0	7020566	Beaurivage	22,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2010-07-05	25,0	7020566	Beaurivage	28,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2010-08-02	20,0	7020566	Beaurivage	25,3	50,9889063	0,28890717
2340099	2011-07-04	19,0	7020566	Beaurivage	27,2	50,9889063	0,28890717
2340099	2011-08-08	17,0	7020566	Beaurivage	25,5	50,9889063	0,28890717
2340099	2011-09-06	15,0	7020566	Beaurivage	21,2	50,9889063	0,28890717

BQMA	Date	TH2O	Stations météorologiques provinciales		TAIR3	BASSIN	IQBR
			Identifiant	Nom			
2330053	2009-07-06	15,0	7021313	Charny	18,8	79,6603541	0,61085676
2330053	2009-07-20	18,0	7021313	Charny	24,1	79,6603541	0,61085676
2330053	2009-08-03	19,0	7021313	Charny	26,7	79,6603541	0,61085676
2330053	2009-08-17	23,5	7021313	Charny	30,4	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-05-03	15,0	7021313	Charny	22,7	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-06-21	19,0	7021313	Charny	28,2	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-07-05	22,0	7021313	Charny	29,4	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-07-19	20,0	7021313	Charny	25,8	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-08-03	20,0	7021313	Charny	26,9	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-08-17	20,0	7021313	Charny	26,4	79,6603541	0,61085676
2330053	2010-09-07	15,0	7021313	Charny	18,9	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-07-07	18,5	7021313	Charny	25,9	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-07-14	21,0	7021313	Charny	26,5	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-07-21	20,0	7021313	Charny	28,2	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-07-26	18,2	7021313	Charny	24,1	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-08-01	18,5	7021313	Charny	25,6	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-08-08	21,1	7021313	Charny	24,1	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-08-15	20,5	7021313	Charny	25,9	79,6603541	0,61085676
2330053	2011-08-22	16,5	7021313	Charny	22,6	79,6603541	0,61085676