

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

**Services hydrologiques rendus par les milieux humides dans
un contexte dynamique d'occupation du territoire :
étude de cas du bassin versant de la rivière Saint-Charles**

Par
Marianne Blanchette

Mémoire présentée pour l'obtention du grade de
Maître ès sciences (M.Sc.)
en sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Présidente du jury et
examinatrice interne

Monique Bernier Ph. D.
INRS-ETE

Examinatrice externe

Mélanie Trudel ing. Ph. D.
Département de génie civil
Université de Sherbrooke

Directeur de recherche

Alain N. Rousseau ing. Ph. D.
INRS-ETE

Codirectrice de recherche

Monique Poulin Ph. D.
Université Laval, Département de
phytologie

« Lorsqu'une chose évolue, tout ce qui est autour évolue de même. »

Paulo Coelho

REMERCIEMENTS

J'aimerais adresser mes premiers remerciements au professeur Alain N. Rousseau, d'abord pour sa confiance, puis pour son écoute, sa disponibilité et son accompagnement minutieux. Je remercie également son équipe, notamment Stéphane Savary, Sébastien Tremblay, de même que les étudiants que j'y ai cotoyés, pour votre support et vos judicieux conseils. J'aimerais également remercier la professeure Monique Poulin, pour son accompagnement et son regard externe, mais pas moins juste et critique.

De nombreuses rencontres m'ont également permis de surmonter les défis de ce parcours. Parmi celles-ci, les entretiens avec Maria Dissanska, Mathieu Varin, Philippe Bournival, Cedric Villeneuve, Martin Joly et Richard Fournier ont eu lieu à des moments charnières de mon cheminement et y ont joué un rôle essentiel.

À mes très chers collègues et amis, merci d'avoir ajouté un peu de légèreté dans ce parcours parfois escarpé. Les deux dernières années, guidées par nos grandes ambitions, ont été remplies de beaucoup plus que de simples crédits de scolarité et de rédaction. Mentionnons ici l'organisation du congrès étudiant 2016 et notre mémorable participation au Pentathlon des neiges 2017. Les pauses du midi n'auraient pas été aussi animées sans la présence de deux étudiants étrangers qui sont aujourd'hui parfaitement intégrés à la culture québécoise, grâce, entre autres, aux bons conseils de la tricoteuse en chef et armoire à thé du 1313, à qui j'aimerais simplement dire : Pura Vida! L'aventure n'aurait certainement pas été la même sans vous tous.

Ces remerciements seraient incomplets sans souligner le soutien de celui qui m'a encouragée et épaulée, souvent dans l'ombre, tout au long de ce périple. Marc, le fruit de ce travail, c'est aussi en quelque sorte le tient. Et finalement, à mes parents, Guy et Chantal, qui me connaissent depuis toujours, merci d'avoir encouragé ma curiosité et de m'avoir donné les outils qui me permettent encore aujourd'hui d'évoluer.

RÉSUMÉ

Le développement anthropique (urbanisation, agriculture, exploitation forestière, etc.) a un impact sur l'environnement et ses différents écosystèmes. Les milieux humides (marais, marécages, tourbières) d'un territoire procurent des services écologiques qui contribuent à restreindre l'impact négatif de ces activités sur certaines composantes naturelles. Or, les activités anthropiques affectent également les milieux humides, entre autres par l'empiétement sur leur superficie et par la modification de leur aire d'alimentation en eau. De cette manière, on assiste depuis le dernier siècle, à une diminution des superficies occupées par les milieux humides et on peut penser que cette perte a un impact, à son tour, sur les services écologiques fournis par ces écosystèmes. Au sein des services écologiques que l'on attribue aux milieux humides, on distingue les services hydrologiques, dont l'atténuation des crues, le maintien des débits en période d'étiage, la recharge de l'eau souterraine et l'amélioration de la qualité de l'eau.

L'objectif principal de ce projet est de quantifier l'impact de l'évolution des superficies occupées par les milieux humides sur deux des services hydrologiques rendus par ceux-ci, soient l'atténuation des crues et le support aux étiages, à travers une étude de cas appliquée au bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada. Les connaissances actuelles portent à croire qu'une diminution des superficies de milieux humides augmenterait la vulnérabilité du bassin versant face à ces événements hydrologiques.

Afin d'explorer cette hypothèse, une méthode combinant l'utilisation des systèmes d'information géographiques et de techniques issues de la télédétection et de la modélisation hydrologique a été développée. Ainsi, dans le cadre d'une première étape, des scénarios d'occupation du sol, incluant la répartition des milieux humides, ont été générés à partir d'images d'archives Landsat pour les années 1978, 1985, 1992, 2001 et 2014. Ces scénarios ont été produits à l'aide d'une méthode novatrice de classification orientée-objet bonifiée par les résultats d'une étude des caractéristiques géomorphologiques associées aux milieux humides. Ils ont ensuite été intégrés dans la plateforme de modélisation hydrologique PHYSITEL/HYDROTEL afin de simuler pour chacun, les débits à différents points d'intérêts, avec et sans la prise en compte des milieux humides.

L'analyse des caractéristiques géomorphologiques a permis d'identifier deux jeux de données pour la détection des milieux humides, soient la forme des versants hôtes (formes de Dikau) et les classes de drainage des sols. La méthode de classification d'images utilisée a permis

d'atteindre une précision de 80 à 81% pour les scénarios de 2014, comparativement à 60 et 66% pour les classifications réalisées sans l'utilisation des données géomorphologiques secondaires. Les scénarios témoignent d'une modification importante du territoire entre 1978 et 2014, incluant une diminution relative des superficies de milieux humides de 8 à 53 % de même qu'une augmentation du territoire urbain parallèlement à une diminution des activités agricoles. Les résultats de simulations sont également conformes aux résultats escomptés et indiquent que l'impact des milieux humides sur les débits de crues et d'étiage est généralement cohérent avec l'évolution de leur superficie à l'échelle des sous-bassins versants, soit : (i) une augmentation des milieux humides se traduisant par une augmentation de leurs services hydrologiques ou, inversement, (ii) une diminution des superficies de milieux humides ayant pour conséquence une diminution de ceux-ci.

Les conclusions de cette étude mettent de l'avant le rôle favorable des milieux humides dans l'atténuation des crues et le maintien des débits en période d'étiage, de même que la perte des services hydrologiques qui accompagne la diminution des superficies associées à ces écosystèmes. Les travaux réalisés dans le cadre de ce mémoire ouvrent la porte vers de nouvelles orientations de recherche. Des données issues de relevés LiDAR permettront d'affiner l'étude des caractéristiques géomorphologiques associées aux milieux humides et pourront également être intégrées directement dans la plateforme de modélisation sous forme d'un modèle numérique d'élévation, ce qui augmentera la résolution à laquelle les différents phénomènes hydrologiques y sont simulés. L'ajout de services hydrologiques supplémentaires associés aux milieux humides, tels que l'amélioration de la qualité de l'eau par la rétention des matières en suspension, pourrait également faire l'objet de travaux ultérieurs. Ces nouvelles avenues permettront de mieux comprendre le rôle des milieux humides et de mieux cibler les réseaux de conservation en vue de maintenir les services hydrologiques qui leur sont associés.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	V
PARTIE I. SYNTHÈSE	17
1 INTRODUCTION	19
2 REVUE DE LITTÉRATURE	20
3 MÉTHODE	24
3.1 TERRITOIRE D'ÉTUDE	24
3.2 PRODUCTION DES SCÉNARIOS D'OCCUPATION DU SOL	26
3.2.1 <i>Caractérisation géomorphologique des milieux humides</i>	27
3.2.2 <i>Données utilisées</i>	28
3.2.3 <i>Étapes de classification</i>	29
3.3 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE DES SCÉNARIOS	30
3.3.1 <i>Calage</i>	31
3.3.2 <i>Simulations</i>	33
4 SYNTHÈSE DES RESULTATS	33
4.1 CARACTÉRISATION GEOMORPHOLOGIQUE DES MILIEUX HUMIDES	34
4.2 SCÉNARIOS D'OCCUPATION DU SOL	35
4.3 MODÉLISATION HYDROLOGIQUE DES SCÉNARIOS	38
5 CONCLUSION	40
PARTIE II. ARTICLES	43
6 ARTICLE I : MAPPING WETLANDS AND LAND COVER CHANGE WITH LANDSAT ARCHIVES: THE ADDED VALUE OF GEOMORPHOLOGIC DATA	45
RESUME	46
6.1 ABSTRACT	47
6.2 INTRODUCTION	48
6.3 MATERIALS AND METHODS	50
6.3.1 <i>Study area</i>	50
6.3.2 <i>Data</i>	53
6.3.3 <i>Object-based image analysis</i>	58
6.4 RESULTS AND DISCUSSION	65

6.4.1	<i>Geomorphologic features assessment</i>	65
6.4.2	<i>Evaluation of the classification</i>	67
6.4.3	<i>Assessment of the changes in land cover and wetlands</i>	73
6.5	CONCLUSION	75
6.6	ACKNOWLEDGMENTS	76
7	ARTICLE II : LONG-TERM ASSESSMENT OF THE IMPACT OF LAND COVER CHANGES ON THE HYDROLOGICAL SERVICES PROVIDED BY WETLANDS	77
	RESUME	78
7.1	ABSTRACT	79
7.2	INTRODUCTION	80
7.3	MATERIALS AND METHODS.....	81
7.3.1	<i>Study watershed</i>	81
7.3.2	<i>The PHYSITEL/HYDROTEL hydrological modelling platform</i>	84
7.3.3	<i>Physiographical Data</i>	86
7.3.4	<i>Model calibration and validation</i>	87
7.3.5	<i>Simulations</i>	89
7.4	RESULTS.....	90
7.4.1	<i>Calibration and validation</i>	90
7.4.2	<i>Simulation</i>	93
7.5	DISCUSSION	98
7.6	CONCLUSION	100
7.7	ACKNOWLEDGMENTS	101
PARTIE III.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	103
PARTIE IV.	ANNEXES	113

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 4.1. MATRICE DE CONFUSION DES SCÉNARIOS 2014 POUR L'ENSEMBLE DES CLASSES, AVEC ET SANS (ENTRE PARENTHÈSES) L'UTILISATION DES DONNÉES GÉOMORPHOLOGIQUES DANS LE PROCESSUS DE CLASSIFICATION ORIENTÉE-OBJET.	36
TABLE 6.1. LANDSAT IMAGES CHARACTERISTICS.	56
TABLE 6.2. LANDSAT SENSORS CHARACTERISTICS AND BAND DESCRIPTIONS (ADAPTED FROM USGS (2016))....	57
TABLE 6.3. RADIOMETRIC NORMALIZATION PARAMETERS.	62
TABLE 6.4. MULTIRESOLUTION SEGMENTATION ALGORITHM PARAMETERS FOR THE OBJECT-BASED IMAGE ANALYSIS PROCEDURE AT L1 (FOREST, WATER, AGRICULTURE, URBAN AND BARE SOIL) AND L2 (CONIFEROUS, DECIDUOUS, MIXED, SHALLOW WATERS, MARSH, SWAMP, BOG, FEN AND FORESTED PEATLAND).....	63
TABLE 6.5. NUMBER OF TRAINING POINTS AND VALIDATION OBJECTS SELECTED FOR EACH LAND COVER CLASSES.	65
TABLE 6.6. ACCURACY ASSESSMENT OF THE 2014 SCENARIOS COMPUTED WITHOUT ANCILLARY DATA, WITH DIKAU SHAPES ONLY, WITH DRAINAGE CLASSES AND WITH BOTH DIKAU SHAPES AND DRAINAGE CLASSES.	69
TABLE 6.7. CONFUSION MATRIX FOR THE 2014 SCENARIOS BASED ON THE VALIDATION OBJECTS EXTRACTED FROM THE LAND COVER MAP OF 2014 (RAIMBAULT ET AL. 2016B), CONSIDERING UPLAND AND WETLAND CLASSES ONLY, WITH AND WITHOUT (IN PARENTHESIS) THE USE OF GEOMORPHOLOGIC FEATURES IN THE OBJECT-BASED CLASSIFICATION PROCESS.....	71
TABLE 6.8. COMPARISON OF LAND COVER CLASSES BETWEEN SPRING AND FALL SCENARIOS WITH RESPECT TO THE LAND COVER REFERENCE MAP OF EACH SUB-WATERSHED, FOR 2014.	72
TABLE 7.1. PERCENTAGE OF LAND COVER CLASSES FOR THE ENTIRE ST. CHARLES WATERSHED FOR THE SPRING SCENARIOS OF 1978 AND 2014.....	87
TABLE 7.2. LAND COVER SCENARIOS USED FOR STANDARD AND MULTI-TEMPORAL CALIBRATION.	89
TABLE 7.3. TEMPORAL AND STANDARD (IN PARENTHESSES) CALIBRATION PERFORMANCE FOR EACH SUB-WATERSHED USING NSE AS THE OBJECTIVE FUNCTION.	91
TABLE 7.4. IMPACT OF WETLANDS (%) ON WINTER (TOP) AND SUMMER (BOTTOM) LOW FLOW SUPPORT WITH RESPECT TO THE FOLLOWING FLOW INDICATORS: Q_{2-7} , Q_{10-7} AND Q_{5-30} . THE LAST COLUMN INTRODUCES THE CHANGE IN WETLAND AREA BETWEEN 1978 AND 2014. THE ASTERISK REFERS TO A SIGNIFICANT DIFFERENCE BETWEEN THE INCREASE OF THE Q_{2-7} IN 1978 AND 2014.....	97
TABLE 7.5. IMPACT OF WETLANDS (%) ON HIGH FLOW ATTENUATION WITH RESPECT TO THE FOLLOWING FLOW INDICATORS: Q_2 , Q_{20} AND Q_{100} . THE LAST COLUMN INTRODUCES THE CHANGE IN WETLAND AREA BETWEEN 1978 AND 2014. THE ASTERISK REFERS TO A SIGNIFICANT DIFFERENCE BETWEEN THE ATTENUATION OF THE Q_2 IN 1978 AND 2014.....	97

LISTE DES FIGURES

FIG. 3.1. LOCALISATION ET CARTE D'OCCUPATION DU SOL DE RÉFÉRENCE DE 2014 (RAIMBAULT ET AL. 2016B) DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES.	26
FIG. 3.2. REPRESENTATION (A) D'UN MILIEU HUMIDE ISOLE ET (B) D'UN MILIEU HUMIDE RIVERAIN AVEC LEUR AIRE D'ALIMENTATION EN EAU A L'AIDE DE PHYSITEL (TURCOTTE ET AL. 2001, ROUSSEAU ET AL. 2011, NOEL ET AL. 2014, FOSSEY ET AL. 2015).	31
FIG. 4.1. COMPARAISON DE PHOTOGRAPHIES AERIENNES DE 1965 (GAUCHE) ET DE 2014 (DROITE) OU LES SECTEURS AGRICOLES ONT ETE TRANSFORMES EN TERRITOIRE URBAIN.	38
FIG. 6.1. LOCATION AND REFERENCE LAND COVER (FOURNIER ET AL. 2013, RAIMBAULT ET AL. 2016B) MAPS OF: (A) SAINT-CHARLES RIVER (2014), (B) BECANCOUR RIVER (2011) AND (C) YAMASKA RIVER (2011) WATERSHEDS.	51
FIG. 6.2. HYDROGRAPHIC NETWORK AND SUB-WATERSHEDS OF THE SAINT-CHARLES RIVER WATERSHED.	52
FIG. 6.3. DESCRIPTION OF THE NINE ELEMENTARY DIKAU (1989) SHAPES.	54
FIG. 6.4. SAINT-CHARLES RIVER REPRESENTATION WITH (A) 1,505 HILLSLOPES, (B) 3,670 HILLSLOPES AND (C) 6,032 HILLSLOPES.	55
FIG. 6.5. CLASSIFICATION PROCEDURE SCHEME.	60
FIG. 6.6. DIKAU (1989) SHAPES (SEE FIG. 6.3) ASSOCIATED WITH WETLANDS, FOR THE THREE STUDY WATERSHEDS.	66
FIG. 6.7. DRAINAGE CLASSES (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET FAUNE 2014) ASSOCIATED WITH WETLANDS FOR THREE WATERSHEDS IN QUEBEC, CANADA.	67
FIG. 6.8. LAND COVER SCENARIOS GENERATED BY LANDSAT ARCHIVE SATELLITE IMAGES FOR (A) SPRING 2014 AND (B) FALL 2014.	68
FIG. 6.9. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY.	74
FIG. 7.1. MODELLING STRUCTURE OF THE ST. CHARLES RIVER WATERSHED, INCLUDING SUB-WATERSHED DELINEATION, HYDROMETRIC STATIONS AND LOCATIONS OF INTEREST. THE NUMBERS IN PARENTHESES REFER TO THE ID OF EACH HYDROMETRIC STATION.	83
FIG. 7.2. LOCATION AND 2014 REFERENCE LAND COVER MAP (RAIMBAULT ET AL. 2016B) OF THE ST. CHARLES RIVER WATERSHED.	84
FIG. 7.3. INPUT DATA FOR THE PREPARATION OF THE WATERSHED IN PHYSITEL..... ERREUR ! SIGNET NON DEFINI.	
FIG. 7.4. SEASONAL FLOW-DURATION CURVES AT THE HYDROMETRIC STATION LOCATED ON THE DES HURONS RIVER FOR THE VALIDATION PERIOD (2007-2016).	92
FIG. 7.5. SEASONAL FLOW-DURATION CURVES AT THE HYDROMETRIC STATION LOCATED ON THE DU BERGER RIVER FOR THE VALIDATION PERIOD (1983-1995).	93

FIG. 7.6. FLOW-DURATION CURVES OF ANNUAL 7-DAY WINTER (TOP) AND SUMMER (BOTTOM) LOW FLOWS AT THE OUTLET OF THE JAUNE RIVER SUB-WATERSHED FOR THE LAND COVER SCENARIOS OF 1978 (LEFT) AND 2014 (RIGHT).....	95
FIG. 7.7. FLOW-DURATION CURVES OF ANNUAL 30-DAY WINTER (TOP) AND SUMMER (BOTTOM) LOW FLOWS AT THE OUTLET OF THE JAUNE RIVER SUB-WATERSHED FOR THE LAND COVER SCENARIOS OF 1978 (LEFT) AND 2014 (RIGHT).....	96
FIG. 7.8. FLOW-DURATION CURVES OF ANNUAL HIGH FLOWS AT THE OUTLET OF THE JAUNE RIVER SUB-WATERSHED FOR THE LAND COVER SCENARIOS OF 1978 (LEFT) AND 2014 (RIGHT).....	96
FIG. 7.9. EVOLUTION OF WETLANDS AND THEIR DRAINAGE AREAS AT THE SUB-WATERSHED SCALE, BETWEEN 1978 AND 2014.	99

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (PRINTEMPS 2014).....	115
ANNEXE 2. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (PRINTEMPS 2001).....	117
ANNEXE 3. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (PRINTEMPS 1992).....	119
ANNEXE 4. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (PRINTEMPS 1985).....	121
ANNEXE 5. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (PRINTEMPS 1978).....	123
ANNEXE 6. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (AUTOMNE 2014).....	125
ANNEXE 7. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (AUTOMNE 2001).....	127
ANNEXE 8. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (AUTOMNE 1992).....	129
ANNEXE 9. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (AUTOMNE 1985).....	131
ANNEXE 10. SCENARIO D'OCCUPATION DU SOL (AUTOMNE 1978).....	133
ANNEXE 11. DIKAU (1989) SHAPES (SEE FIG. 6.3) ASSOCIATED WITH WETLANDS, FOR THREE DIFFERENT HILLSLOPE DISCRETIZATION OF THE SAINT-CHARLES RIVER WATERSHED. WITH AN INCREASE TO 3670 HILLSLOPES AND 6032 HILLSLOPES, DIKAU SHAPES 1, 2, 4 AND 5 STILL REPRESENT 78% OF THE WETLAND PIXELS.....	135
ANNEXE 12. DIKAU (1989) SHAPES (SEE FIG. 6.3) ASSOCIATED WITH ALL WETLANDS, ISOLATED WETLAND AND RIPARIAN WETLANDS, FOR THE 3670 HILLSLOPE DISCRETIZATION OF THE SAINT-CHARLES RIVER WATERSHED. DIKAU SHAPES 1, 2, 4 AND 5 REPRESENT 74% OF ISOLATED AND 81% OF RIPARIAN WETLANDS.	137
ANNEXE 13. DRAINAGE CLASSES ASSOCIATED WITH ALL WETLANDS, ISOLATED WETLAND AND RIPARIAN WETLANDS OF THE SAINT-CHARLES RIVER WATERSHED. THE DOMINANT DRAINAGE CLASSES ASSOCIATED WITH ISOLATED WETLANDS ARE IMPERFECT (45%), MODERATE (30%) AND BAD (14%), WHILE THOSE ASSOCIATED WITH RIPARIAN WETLANDS ARE IMPERFECT (45%), BAD (24%) AND MODERATE (20%).....	139
ANNEXE 14. CONFUSION MATRIX FOR THE 2014 SCENARIOS, CONSIDERING ALL CLASSES, WITH AND WITHOUT (IN PARENTHESES) THE USE OF GEOMORPHOLOGICAL FEATURES IN THE OBJECT-BASED CLASSIFICATION PROCESS.....	141
ANNEXE 15. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, HURONS RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY.....	143
ANNEXE 16. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, JAUNE RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY.....	145
ANNEXE 17. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, DU BERGER RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY.....	147

ANNEXE 18. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, NELSON RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY..... 149

ANNEXE 19. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, LORETTE RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY..... 151

ANNEXE 20. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, SAINT-CHARLES RIVER SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY..... 153

ANNEXE 21. EVOLUTION OF THE AREA COVERED BY EACH CLASS FROM 1978 TO 2014 FOR SPRING (SOLID LINE) AND FALL (DASHED LINE) SCENARIOS, WATER INTAKE SUB-WATERSHED. THE INTERPOLATION LINES BETWEEN THE POINTS ARE FOR ILLUSTRATION PURPOSES ONLY..... 155

ANNEXE 22. FIXED PARAMETER VALUES..... 157

ANNEXE 23. AUTOMATED CALIBRATION VALUES (NSE) RETAINED FOR FINAL SIMULATIONS. 159

ANNEXE 24. AUTOMATED CALIBRATION VALUES (NSE-LOG) RETAINED FOR FINAL SIMULATIONS. 161

LISTE DES ÉQUATIONS

Eq. 3.1	28
Eq. 6.1	61
Eq. 6.2	61
Eq. 6.3	62

PARTIE I. SYNTHÈSE

1 INTRODUCTION

Les quatre dernières décennies ont été synonymes de grands bouleversements en termes d'occupation du territoire dans le Québec méridional. Le développement urbain, l'expansion des villes vers les banlieues, l'exploitation forestière, l'agriculture, les projets hydroélectriques et autres activités de nature anthropique ont façonné le territoire et donné lieu à son aménagement tel qu'on le connaît aujourd'hui. Or, ces changements ne sont pas sans conséquence sur les écosystèmes naturels.

Les milieux humides, qui se trouvent à l'interface entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, de même que les biens et services écologiques qu'ils procurent aux sociétés, ont longtemps été ignorés. On comprend maintenant mieux le rôle des milieux humides dans le maintien de la biodiversité, le stockage de carbone dans les sols et les activités récréatives et touristiques qui y sont associées telles que la pêche, l'ornithologie et la randonnée pédestre. Actuellement, la valeur monétaire de l'ensemble de ces services écologiques à l'échelle mondiale est estimée à environ 140 174 dollars internationaux de 2007 par hectare et par année (Costanza et al. 2014). Au sein de l'ensemble des services écologiques associés aux milieux humides, on distingue les services hydrologiques qui regroupent ceux ayant trait à la quantité et à la qualité de l'eau. L'atténuation des crues, le support aux étiages, la recharge de l'eau souterraine et l'amélioration de la qualité de l'eau par le captage des sédiments en font partie.

Malgré les nombreux services écologiques qu'on attribue aux milieux humides, les études (Davidson 2014, Zedler and Kercher 2005) démontrent que la diminution des superficies occupées par ces écosystèmes est importante. Les connaissances actuelles portent à croire que la dégradation des milieux humides s'accompagne d'une diminution de nombreux services écologiques qui leur sont associés. L'objectif principal de cette étude est de quantifier l'impact de l'évolution des superficies occupées par les milieux humides sur deux des services hydrologiques rendus par ceux-ci, soient l'atténuation des crues et le support aux étiages. Ainsi, l'étude se décompose en deux volets, faisant chacun l'objet d'un article. Le premier volet consiste à documenter l'évolution de l'occupation du sol et de la répartition des milieux humides sur le territoire d'un bassin versant à l'étude à travers l'analyse d'archives Landsat. Le second volet consiste à évaluer l'impact de cette évolution sur le régime d'écoulement du bassin versant, à l'aide d'outils issus de la modélisation hydrologique. L'hypothèse avancée propose une croissance urbaine associée à une diminution des superficies de milieux humides pour la période d'étude allant de 1978 à 2014. Cette diminution des superficies de milieux humides s'exprime à

son tour par une plus grande sensibilité du bassin versant aux crues et aux étiages et donc à une diminution de l'amplitude des services hydrologiques procurés par les milieux humides.

Ce manuscrit est présenté sous forme d'un mémoire par articles et est organisé en quatre parties. La première partie présente une synthèse des travaux, comprenant une revue de littérature, la description de la stratégie méthodologique, de même qu'une synthèse des résultats. La seconde partie est composée de deux articles. Le premier article traite de la méthodologie utilisée pour la production des scénarios d'occupation du sol, tandis que le deuxième article porte sur l'intégration de ces scénarios dans la modélisation hydrologique et sur l'analyse des résultats de simulation. Les références bibliographiques et les annexes composent respectivement les troisième et quatrième parties.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

Les milieux humides sont définis de plusieurs façons dans la littérature. Au Québec, ils « regroupent l'ensemble des sites saturés d'eau ou inondés pendant une période suffisamment longue pour influencer les composantes du sol ou la végétation » (Couillard and Grondin 1986). Plus récemment, la loi n° 132 (*Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques*), a défini les milieux humides et hydriques comme étant « des lieux d'origine naturelle ou anthropique qui se distinguent par la présence d'eau de façon permanente ou temporaire, laquelle peut être diffuse, occuper un lit ou encore saturer le sol et dont l'état est stagnant ou en mouvement. Lorsque l'eau est en mouvement, elle peut s'écouler avec un débit régulier ou intermittent. Un milieu humide est également caractérisé par des sols hydromorphes ou une végétation dominée par des espèces hygrophiles¹.» Au Canada, la définition retenue par le Groupe de travail national sur les terres humides (1997) s'exprime ainsi : « une terre saturée d'eau pendant une période assez longue pour que naissent des processus de terre humide ou aquatique, qui se caractérisent par un faible drainage des sols, des espèces hydrophytes² et différentes sortes d'activités

¹ hygrophile : plante adaptée à la vie dans les milieux humides (Larousse 1982)

² hydrophyte : espèce végétale vivant en permanence dans un milieu humide, pouvant être partiellement ou totalement immergée, enracinée dans le fond de la pièce d'eau ou flottant librement à sa surface (Larousse 1982)

biologiques adaptées aux milieux humides ». Aux États-Unis, selon la définition du United States Fish and Wildlife Service, les milieux humides sont définis comme des « terres où la nappe phréatique est au niveau, près de ou au-dessus de la surface suffisamment longtemps pour promouvoir la formation de sols hydriques, ou pour soutenir la croissance d'espèces hydrophytes » (Cowardin et al. 1979). Les trois définitions précédentes mettent en lumière trois caractéristiques clés des milieux humides, c'est-à-dire la présence d'eau, de sols hydromorphes et de végétation hydrophyte (Ménard et al. 2007, Tiner 2016).

Depuis 1971, un traité international protège les milieux humides. Comptant aujourd'hui 169 parties contractantes (Ramsar 2016), la convention de Ramsar propose une définition générique des milieux humides, qui exprime bien la variété de formes que peuvent prendre ces écosystèmes: « étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres » (Ramsar 2013). Ainsi, au-delà des différentes définitions qu'on leur attribue, les milieux humides peuvent être classés en différentes typologies.

Au Canada, le premier niveau hiérarchique de la classification canadienne des milieux humides (National Wetlands Working Group 1997) distingue cinq classes : les tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes, les marais, les marécages et les eaux peu profondes. Les tourbières sont des milieux humides où la décomposition de la matière organique est plus lente que sa formation, provoquant une accumulation de celle-ci (Beaulieu et al. 2014b). Les tourbières peuvent être ouvertes ou boisées. Les tourbières ombrotrophes (aussi appelées bogs) présentent souvent une forme bombée et sont donc légèrement surélevées par rapport à la topographie environnante, ce qui les isole des eaux de ruissellement. Il en découle que les précipitations et la fonte de la neige sont leur principale source d'approvisionnement en eau. Leur eau présente donc une faible concentration en minéraux dissous, ce qui leur confère un pH plus acide, généralement entre 3,7 et 4,1 (Andersen et al. 2013). Les espèces végétales caractéristiques des tourbières ombrotrophes sont les mousses du genre *Sphagnum* sp. ainsi que les éricacées. Contrairement aux tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes (fens) se distinguent principalement par l'alimentation en eau qui provient des fluctuations de la nappe et du ruissellement. Elles sont plus souvent situées en bas de pente ou dans une dépression topographique, ce qui permet une alimentation par les eaux de surfaces et les eaux souterraines (Beaulieu et al. 2014b). Par leur contact avec le sol, les eaux des tourbières minérotrophes sont chargées en minéraux dissous, ce qui permet la croissance de végétaux adaptés tels que des graminées, des bryophytes et des

arbustes (National Wetlands Working Group 1997). Les marais sont caractérisés par une végétation herbacée couvrant minimalement 25% de la superficie. Les arbres et arbustes peuvent être présents, mais ne doivent pas occuper plus de 25% de la superficie. Les marécages sont des milieux humides dominés par un couvert arborescent ou arbustif qui recouvre minimalement 25% de sa superficie. Finalement, les eaux peu profondes présentent une profondeur d'eau maximale de 2 mètres et un couvert végétal inférieur à 25% de la superficie (Beaulieu et al. 2014b).

Les milieux humides font face à des pressions anthropiques importantes depuis les dernières décennies. Malgré que les estimations varient selon la méthode choisie et la région considérée, la tendance à la baisse des superficies de milieux humides est une idée soutenue dans la littérature. À l'échelle globale, on estime entre 64 et 71% la perte de milieux humides depuis 1900 (Davidson 2014), dont 30% se serait produite entre 1970 et 2008 (Dixon et al. 2016). Selon Davidson (2014), les milieux humides continentaux auraient connus une diminution plus importante de leur superficie (69 à 75%) que les milieux humides côtiers (62 à 63%) pour la même période. À l'échelle des Basses-Terres du Saint-Laurent, on estime entre 40 et 80% la superficie des milieux humides qui aurait été perdue en milieu agricole et urbain, tandis que plus de la moitié des superficies restantes seraient perturbées (Pellerin and Poulin 2013, Joly et al. 2008).

Parmi les causes de cette perte de milieux humides, la plus couramment citée est la modification de l'occupation du sol. Plusieurs auteurs s'entendent pour dire que le drainage et la déforestation au profit de l'agriculture et de l'urbanisation sont les principales causes de leur détérioration (Zedler and Kercher 2005, Brinson and Malvarez 2002). Dans les deux cas, il s'ensuit une altération des conditions d'alimentation en eau des milieux humides, soit directement ou indirectement par un effet décalé suivant l'implantation de ces activités. Dans le contexte agricole d'une conversion de superficies de milieux humides en superficies de culture, l'irrigation, de même que l'utilisation de pesticides et de fertilisants, ont pour effet le relargage de sédiments et de polluants dans les eaux de ruissellement, souterraines et, ultimement, dans le réseau hydrographique. L'urbanisation, pour sa part, s'accompagne de l'imperméabilisation des surfaces et de la construction d'un système de drainage artificiel, deux composantes qui modifient grandement le cycle hydrologique d'un bassin versant (St-Hilaire et al. 2015). De plus, à l'échelle d'un milieu humide, les activités anthropiques qui se déroulent dans son aire d'alimentation ont pour effet d'altérer ses conditions hydrologiques (Zedler and Kercher 2005). D'autres menaces à l'intégrité des milieux humides énumérés dans la littérature sont la construction de barrages hydro-électriques et de contrôle de niveau d'eau modifiant le régime d'écoulement des rivières, l'eutrophisation et la colonisation par des espèces envahissantes (Zedler and Kercher 2005).

Malheureusement, la perte des milieux humides s'accompagne de la réduction des services écologiques qui leur sont associés. Les milieux humides sont grandement affectés par le régime hydrologique d'un bassin versant, alors qu'ils constituent à leur tour un élément important du paysage, de par leur impact sur le cycle hydrologique. Selon une revue publiée par Bullock and Acreman (2003), les milieux humides auraient pour effet de diminuer et de retarder les inondations, présenteraient un taux d'évapotranspiration supérieur aux autres écosystèmes terrestres et réduiraient les débits moyens annuels en rivière. Dans le contexte récent de perturbation de ces écosystèmes, dans quelle mesure l'évolution du territoire a-t-elle affecté l'amplitude des fonctions hydrologiques assurées par les milieux humides à l'échelle du bassin versant ? Cette question ouvre la porte à deux réflexions.

D'une part, une représentation juste des changements subits par les milieux humides est cruciale afin de préciser l'ampleur des perturbations. Plusieurs méthodes sont utilisées pour cartographier les milieux humides. Outre les inventaires *in situ*, des méthodes plus modernes issues de la télédétection ont été utilisées et citées abondamment dans la littérature depuis 1990 (Guo et al. 2017, Dissanska et al. 2009, Fournier et al. 2007, Son et al. 2015, Tian et al. 2015, Wu et al. 2014). De telles méthodes présentent l'avantage de pouvoir obtenir un suivi de l'évolution de ces écosystèmes, dans la limite de la disponibilité des images utilisées. Cependant, plusieurs difficultés ont été documentées concernant la cartographie des milieux humides à l'aide de la télédétection. Parmi celles-ci, leur caractère dynamique, la présence d'un couvert forestier dans le cas des milieux humides boisés qui limite la visibilité au sol et la détection de la présence d'eau ainsi que les conditions atmosphériques (ex : nuages) associées aux dates d'acquisition font en sorte que les milieux humides peuvent être difficiles à identifier à partir de photos aériennes ou d'images satellitaires (Corcoran et al. 2013, Lang and McCarty 2009, Tiner 2016). Afin d'obtenir une meilleure représentation de la répartition de ces attributs territoriaux, l'utilisation des caractéristiques géomorphologiques (topographie, types de sol, données LiDAR), parfois en croisement avec les produits d'imagerie aéroportées ou satellitaires, a été explorée par plusieurs et permettent d'obtenir une cartographie plus juste (Webster et al. 2011, Lecki and Creed 2016, Varin et al. 2014, Fournier et al. 2007, Amani et al. 2017, Wright and Gallant 2007, Chasmer et al. 2016).

D'autre part, les modèles hydrologiques sont des outils couramment utilisés pour évaluer l'impact de certains attributs d'un territoire, tels que les milieux humides, sur les processus hydrologiques à l'échelle d'un bassin versant. Portant sur la portion amont du bassin versant de la rivière Otter Tail située au Minnesota, les travaux de Wang et al. (2010) et réalisés à l'aide du modèle

hydrologique *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) ont montré que la perte des premiers 10 à 20% de milieux humides induirait une augmentation drastique des débits de crue. En Caroline du Nord, Golden et al. (2016) ont également utilisé le modèle hydrologique SWAT afin d'étudier l'impact des milieux humides géographiquement isolés sur les débits en rivière. Leurs travaux ont permis de conclure que les milieux humides isolés situés loin d'un cours d'eau ont tendance à faire augmenter son débit et que l'ensemble des milieux humides d'un bassin versant permettent d'atténuer les débits à l'échelle saisonnière et annuelle. Au Québec, les travaux de Fossey and Rousseau (2016b), (Fossey et al. 2015) ont montré à l'aide du modèle hydrologique distribué HYDROTEL, pour deux bassins versants, que les milieux humides permettaient d'atténuer les crues de 6 à 18% tandis qu'il étaient associés à une augmentation des débits d'étiage pouvant aller de 22 à 75%.

3 MÉTHODE

Dans le cadre de ce projet de recherche, l'utilisation combinée de techniques issues de la télédétection, des systèmes d'information géographiques et de la modélisation hydrologique a été retenue comme stratégie méthodologique. Les systèmes d'information géographiques ont été utilisés afin de caractériser les attributs géomorphologiques des milieux humides. Subséquemment, les résultats de cette caractérisation ont été intégrés dans un processus de classification orientée-objet afin de générer des scénarios historiques d'occupation du sol, qui ont ensuite été utilisés comme données physiographiques initiales dans la plateforme de modélisation hydrologique PHYSITEL/HYDROTEL, et ce afin d'évaluer par des simulations l'impact des milieux humides sur les débits en rivière. La section qui suit décrit le territoire d'étude ainsi que les méthodes utilisées pour la caractérisation géomorphologique des milieux humides, la production des scénarios d'occupation du sol et la modélisation hydrologique.

3.1 Territoire d'étude

La présente étude s'est concentrée sur le territoire du bassin versant de la rivière Saint-Charles (Fig. 3.1), situé dans la région de Québec. Son territoire, qui couvre une superficie de 554 km², peut être subdivisé en six sous-bassins versants, dont cinq sont associés aux principaux tributaires de la rivière Saint-Charles : la rivière Des Hurons (137 km²), la rivière Jaune (82 km²), la rivière Du Berger (57 km²), la rivière Nelson (74 km²), la rivière Lorette (72 km²) et la rivière Saint-

Charles (131 km²). Le lac Saint-Charles, situé en plein cœur du bassin versant, est utilisé comme réservoir d'eau potable pour près de 300 000 citoyens de la Ville de Québec (APEL 2015). La prise d'eau est située à environ 11 km en aval du lac Saint-Charles, quelques centaines de mètres en aval de l'embouchure de la rivière Nelson.

À l'échelle du bassin versant, selon la cartographie détaillée de Canards Illimités de 2014, les milieux humides occupent 6% du territoire, drainent 27% de sa superficie et sont composés en majorité de marécages (50%) et de tourbières boisées (33%) (Beaulieu et al. 2014a). Le territoire est couvert par des forêts (58%), des milieux urbains (28%), des terres agricoles (3%), des cours d'eau et plan d'eau (2%) et des sols nus (2%). Chacun des sous-bassins de la rivière Saint-Charles présente des caractéristiques différentes d'occupation du sol. Les pourcentages affectés au milieu urbain sont les plus élevés dans les sous-bassins des rivières Saint-Charles (53%), Lorette (39%) et Du Berger (38%), alors qu'à l'opposé, les sous-bassins des rivières Des Hurons (85%), Jaune (78%) et de la rivière Nelson (70%) sont ceux où l'on retrouve le plus important couvert forestier. Pour ce qui est de la présence de milieux humides, on observe que leurs superficies sont plus importantes dans les sous-bassins de la rivière Nelson et de la rivière Du Berger, où ils occupent respectivement 10% et 7% de leur superficie. Les sous-bassins de la rivière Des Hurons et de la rivière Jaune présentent les pourcentages d'occupation par les milieux humides les plus bas, avec 4% de leur territoire selon la plus récente cartographie détaillée des milieux humides du territoire (Beaulieu et al. 2014a).

L'altitude du bassin versant varie de 4 à 844 mètres au-dessus du niveau de la mer (Ressources naturelles Canada 2013) et la texture des sols est dominée par des sables limoneux (73%). On retrouve en plus faible abondance des argiles limoneuses (23%) ou des limons sableux (4%) (Groupe de travail sur les Pédopaysages du Canada 2010).

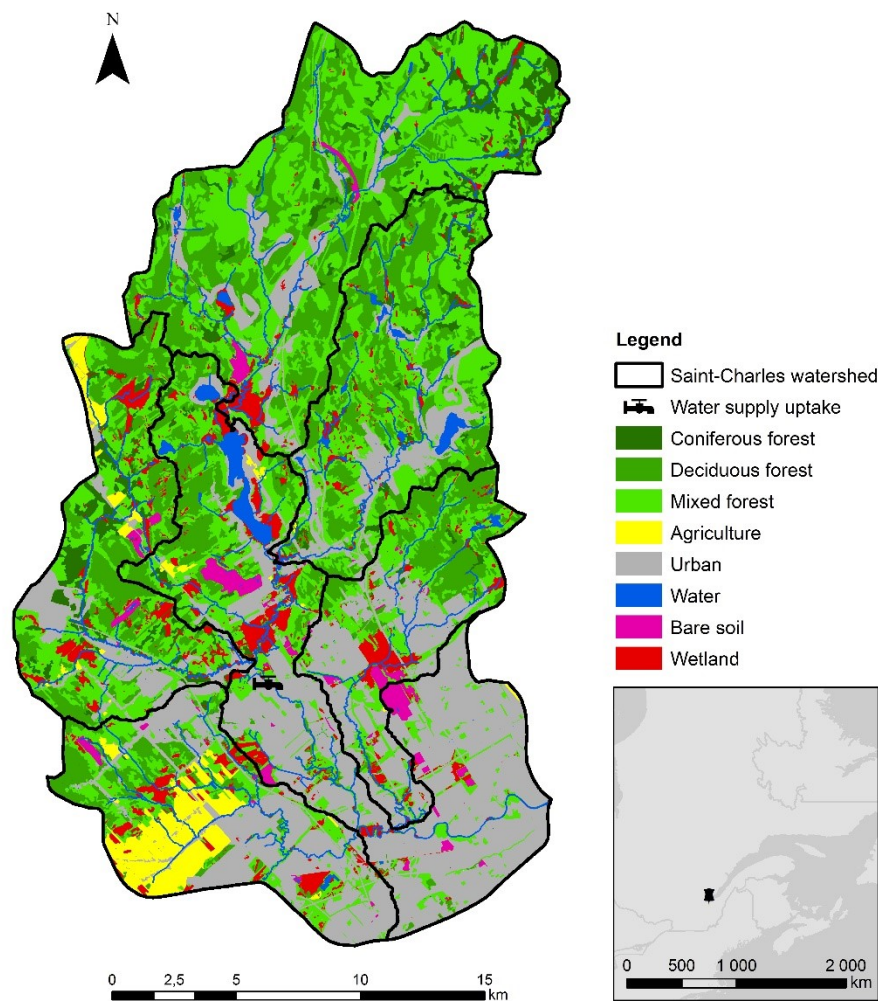


Fig. 3.1. Localisation et carte d'occupation du sol de référence de 2014 (Rimbault et al. 2016b) du bassin versant de la rivière Saint-Charles.

3.2 Production des scénarios d'occupation du sol

Les scénarios d'occupation du sol ont été générés par le biais d'une classification orientée-objet d'images Landsat. Cette méthode de classification se décompose en deux étapes : (i) la segmentation, qui consiste à regrouper les pixels d'une image pour en former des objets, et (ii) la classification. Cette méthode présente plusieurs avantages comparativement à l'approche par pixels, qui ne comporte pas d'étape initiale de segmentation. Les objets, en plus d'inclure dans

leurs caractéristiques l'information spectrale des pixels qu'ils contiennent, peuvent également être caractérisés selon leur forme, leur taille, leur position par rapport aux autres objets ou à l'image. De plus, la classification orientée-objet permet de prendre en compte la structure hiérarchique des écosystèmes. Pour ces raisons, cette méthode d'analyse d'images est grandement utilisée dans la cartographie des milieux humides (Dronova 2015). Cette méthode a d'ailleurs été retenue pour sa flexibilité dans le cadre de l'Inventaire Canadien des Terres humides (Fournier et al. 2007, Grenier et al. 2007). En utilisant une méthode de classification orientée-objet d'une image panchromatique QuickBird, Dissanska et al. (2009) ont obtenu une précision globale de 81% pour la classification de tourbières dans le bassin versant de la rivière La Grande. Les travaux de Fu et al. (2017) portant sur la cartographie de la végétation des milieux humides ont démontré que la classification orientée-objet améliorerait la précision globale de 3 à 10 % par rapport à la classification orientée-pixel. La classification orientée-objet d'Amani et al. (2017) réalisé sur 5 sites pilotes à Terre-Neuve-et-Labrador a également permis d'atteindre 90% de précision globale (coefficient Kappa de 0.87) comparativement à la classification orientée-pixel, pour laquelle une précision globale de 77% (coefficient Kappa de 0.7) a été obtenue.

3.2.1 **Caractérisation géomorphologique des milieux humides**

Tels que mentionné précédemment, plusieurs auteurs ont soulevé les difficultés associées à la cartographie des milieux humides. Afin de contourner ces difficultés et, conséquemment, d'améliorer la précision de la classification, une étude de caractéristiques géomorphologiques des milieux humides a été réalisée en amont de la classification dans le cadre de ce projet.

En posant l'hypothèse d'une corrélation entre certaines caractéristiques géomorphologiques du territoire et la présence des milieux humides, différentes données cartographiques secondaires ont été explorées en ce sens :

- les cartes écoforestières du quatrième inventaire écoforestier décennal (Ministère des Ressources naturelles et Faune 2014) sont produites par photo-interprétation d'images aériennes combinée à des sondages terrestres réalisés sur le territoire. Elles contiennent plusieurs attributs, telles que les classes de drainages des sols, des dépôts de surface, de même que les types et classes de densité, de hauteur et d'âge de la végétation.
- les formes de Dikau (Dikau 1989, Noel et al. 2014) permettent de caractériser la topographie d'une unité de territoire d'échelle variable selon sa courbure de profil (concave, droit ou convexe) et sa forme en plan (convergent, uniforme ou divergent).

l'association de ces deux caractéristiques mène à l'obtention des neuf formes de Dikau (Fig. 6.3).

- l'indice topographique (TI) (Beven and Kirkby 1979), défini comme suit :

$$TI = \ln\left(\frac{a}{\tan \beta}\right) \quad \text{Eq. 3.1}$$

où a est la superficie en amont par unité de contour de l'aire au pixel, et
 β est la pente locale au pixel.

Pour chacun de ces jeux de données, la cartographie des milieux humides de Canards Illimités (Beaulieu et al. 2014a) a été superposée à l'aide du logiciel ArcGIS 10.2 for Desktop (<http://www.esri.com>) (Environmental Systems Research Institute (ESRI)) afin d'identifier les caractéristiques prédominantes associées aux milieux humides. Afin de préciser la caractérisation géomorphologique des milieux humides, ces opérations ont été réalisées pour le bassin versant de la rivière Saint-Charles. De plus, étant donné la disponibilité des données nécessaires à cette étude pour deux autres bassins versants à l'issue de travaux antérieurs (Fossey and Rousseau 2016b), les différentes étapes décrites ci-haut ont été réalisées sur les bassins versants de la rivière Bécancour (2597 km²) et de la Yamaska (4788 km²). Les contextes géographiques variés des trois bassins versants à l'étude a ainsi permis de renforcer les résultats obtenus. Les résultats de cette étude seront présentés dans la section 4.1.

3.2.2 Données utilisées

Le choix du produit d'imagerie s'est arrêté sur les images satellitaires du programme Landsat. Lancé en 1972 par le United States Geological Survey (USGS) et la National Aeronautics and Space Administration (NASA), ce programme détient la plus longue collection d'images de télédétection spatiale de résolution moyenne (USGS 2017). Ainsi, des images d'archives ont été téléchargées depuis la plateforme EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) pour les années suivantes : 1978, 1985, 1992, 2001 et 2014. Pour chacune de ces années, deux images ont été choisies, soit une image printanière et une automnale, pour un total de 10 images. Le printemps (24/05-01/06) et l'automne (29/09-24/10) ont été retenus comme période optimale pour la cartographie des milieux humides étant donné, d'une part, la présence d'eau en plus grande quantité et, d'autre part, l'absence de feuilles dans les arbres. La sélection d'images libres de

nuages et couvrant la totalité de l'aire d'étude étaient deux critères ayant guidé le choix final des images.

Deux cartes d'occupation du sol du bassin versant à l'étude (Raimbault et al. 2016a, b) ont également été utilisées pour la sélection des sites d'entraînement et pour la validation. Celles-ci proviennent d'analyses visuelles de photographies aériennes prises en 1965 et en 2014 (Raimbault 2016).

3.2.3 Étapes de classification

Une fois les images téléchargées, des prétraitements ont été réalisés. Par souci d'homogénéité, seules les bandes spectrales verte (V), rouge (R) et proche infra-rouge (PIR) ont été utilisées tout au long de la classification, puisqu'elles sont les seules communes à tous les capteurs Landsat. Le module ATCOR de PCI Geomatica (<http://www.pcigeomatics.com>) a été utilisé pour corriger les effets de l'atmosphère et une normalisation radiométrique a été réalisée, conformément à la méthode décrite par Radke (2005). Ces prétraitements permettent de prendre en compte les variations radiométriques dues à l'utilisation de capteurs différents et des conditions d'illumination. Finalement, le *Normalized difference vegetation index* (NDVI) et le *Normalized difference wetness index* (NDWI) ont été calculés pour chacun des scénarios. Les images ont également été découpées selon les limites du bassin versant, afin de réduire le temps de calcul pour les étapes subséquentes.

Une segmentation multi-résolution a été réalisée, permettant de distinguer deux niveaux hiérarchiques, soit un premier niveau visant à distinguer les classes principales d'occupation du sol (forêt, eau, agriculture, urbain, sols nus) et un second niveau avec une segmentation plus fine permettant de distinguer les classes associées aux forêts et aux milieux humides (conifères, feuillus, mixtes, bog, fen, tourbière boisée, marécage, marais, eau peu profonde).

Pour chacune des classes, les secteurs n'ayant pas changé d'occupation du sol entre 1965 et 2014 (Raimbault et al. 2016a, b) ont été choisis pour l'identification d'objets d'entraînement. Les mêmes sites d'entraînement ont été utilisés pour l'ensemble des images. Ces objets d'entraînement ont ensuite permis de lancer une classification à l'aide de l'algorithme du plus proche voisin. Plusieurs associations de caractéristiques ont été testées, mais celles qui ont été retenues sont la réflectance moyenne dans le V, le R et le PIR, le NDVI moyen et l'intensité pour le premier niveau de classification permettant de distinguer les principales classes d'occupation du territoire (forêt, eau, agriculture, urbain, sols nus), tandis que pour le second niveau visant à discriminer les milieux humides et les différents types de forêts, la réflectance moyenne dans le

R, le NDVI moyen, les formes de Dikau et les classes de drainage ont été utilisées. À noter que ces deux dernières caractéristiques seront détaillées à la section 4.1.

Deux traitements de post-classification ont été effectués sur l'ensemble des scénarios. Premièrement, les milieux humides peu probables ont été exclus, puis reclassifiés dans la catégorie forêt. Ces derniers étaient considérés comme peu probables si les caractéristiques géomorphologiques locales étaient faiblement corrélées à leur présence, information obtenue suite à l'identification d'une forme de Dikau au versant hôte d'un milieu humide. Deuxièmement, les différentes typologies de milieux humides ont été regroupées à nouveau ensemble, permettant ainsi de limiter la confusion au sein de ces classes.

Finalement, les scénarios 2014 ont été soumis à une validation, par comparaison avec la carte de référence de 2014 (Raimbault et al. 2016b). Des matrices de confusion ont été générées pour chacun des scénarios de printemps et d'automne de cette même année. Deux indicateurs ont été utilisés afin d'évaluer l'exactitude des scénarios, soient la précision globale de la classification et le coefficient Kappa. La précision globale est définie comme le pourcentage d'objets de validation classifiés correctement par rapport au nombre total d'objets de validation considérés. Le coefficient Kappa, pour sa part, est une mesure du pourcentage de la classification qui n'est pas due au hasard. Les scénarios antérieurs n'ont pas pu être validés, puisque la répartition spatiale des milieux humides n'était pas disponible pour ces années.

3.3 Modélisation hydrologique des scénarios

La plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL a été utilisée dans le cadre de ce projet. Celle-ci comprend deux outils, soient : (i) PHYSITEL (Turcotte et al. 2001, Rousseau et al. 2011, Noel et al. 2014), un système d'information géographique permettant la préparation de la représentation numérique d'un bassin versant et l'exportation des données nécessaires vers (ii) HYDROTEL (Fortin et al. 2001, Turcotte et al. 2003, Turcotte et al. 2007, Bouda et al. 2012, Bouda et al. 2014), un modèle hydrologique distribué au sein duquel les différents processus hydrologiques sont traités par des sous-modèles (interpolation des données météorologiques, évolution et fonte du couvert nival, évapotranspiration potentielle, bilan d'eau vertical, écoulement vers le réseau hydrographique et écoulement dans le réseau hydrographique) (Fortin and Royer 2004). Récemment, ces deux outils ont été adaptés par Fossey et al. (2015) afin de permettre la prise en compte explicite des milieux humides dans la modélisation hydrologique, à l'aide de deux modules : milieux humides isolés et milieux humides riverains (Fig. 3.2).

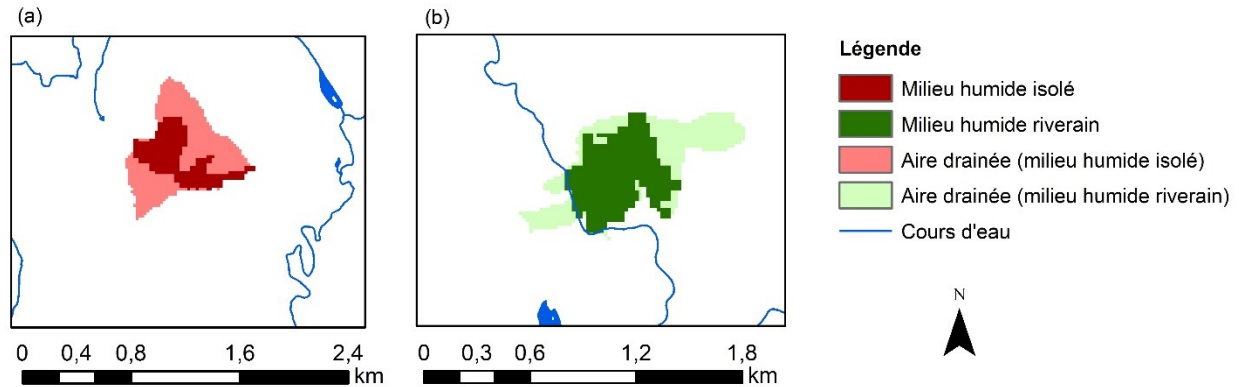


Fig. 3.2. Représentation (a) d'un milieu humide isolé et (b) d'un milieu humide riverain avec leur aire d'alimentation en eau à l'aide de PHYSITEL (Turcotte et al. 2001, Rousseau et al. 2011, Noel et al. 2014, Fossey et al. 2015).

La première étape de la mise en œuvre de la modélisation hydrologique consiste à construire la base de données physiographiques (modèle numérique d'altitude, réseau vectoriel, occupation du sol et types de sols), hydrométriques (débit moyen journalier) et météorologiques (températures maximales et minimales ainsi que précipitations totales quotidiennes). Dans un deuxième temps, le bassin versant est découpé en unités hydrologiques relativement homogènes (UHRH), puis les caractéristiques de chaque UHRH sont calculées (occupation du sol et type de sol dominant, pente). Une fois construite, la représentation du bassin versant est exportée vers le modèle hydrotel. Le calage et la validation permettent finalement de choisir les valeurs des paramètres du modèle qui permettent de reproduire au mieux les débits observés.

Dans le cadre du projet actuel, chacun des scénarios d'occupation du sol générés à partir d'images Landsat a fait l'objet d'un projet de simulation dans la plateforme. Cependant, seuls les résultats des simulations de 1978 et 2014 ont été présentés afin d'illustrer les changements sur l'ensemble de la période.

3.3.1 Calage

Un calage a été réalisé afin de s'assurer que le modèle représente au mieux les débits sur l'ensemble du bassin versant. Les scénarios automnaux ont été omis pour cette étape, qui a donc été réalisée entièrement et exclusivement avec les scénarios printaniers. Ce choix, guidé par la perte moins drastique des superficies de milieux humides entre 1978 et 2014 et par l'obtention, dans la littérature, de meilleurs résultats avec les images printanières (Corcoran et al. 2013), implique également que les scénarios les plus optimistes ont été utilisés (voir section 4.2). Un calage semi-distribué a été effectué, c'est-à-dire que chacun des sous-bassins versants a été calé

individuellement, dans le but d'obtenir des paramètres qui leur sont propres. Afin de respecter les impacts amont-aval des différents tributaires, les sous-bassins des rivières Des Hurons, Jaune, Du Berger, Lorette et Nelson ont d'abord été calés, suivis de celui de la rivière Saint-Charles. Un prélèvement de 2 m³/s a été pris en compte à la prise d'eau Château d'Eau.

La stratégie de calage a tenu compte de la variété de représentations du bassin versant disponibles à l'issue de l'étape de production des scénarios d'occupation du sol. Le bassin versant comporte deux stations hydrométriques qui ne sont plus en opération depuis les années 1994 et 1995, soient celles de la rivière Jaune et de la rivière Du Berger, respectivement. Le calage de ces deux sous-bassins a donc été réalisé en utilisant les scénarios d'occupation du sol correspondant à chacune de ces années. Il en résulte que le sous-bassin de la rivière Jaune a été calé avec le scénario printemps 1992, alors que le scénario printemps 1985 a été utilisé pour le calage du sous-bassin de la rivière Du Berger.

Un algorithme de calage automatisé, le Dynamically Dimensioned Search (DDS) a été utilisé. Cet algorithme, développé pour le calage de modèles environnementaux, permet de trouver une solution globale à un problème complexe, tout en respectant le principe d'équifinalité. L'utilisateur doit spécifier les bornes inférieures et supérieures des paramètres à caler ainsi que le nombre maximal d'itérations souhaité. À partir de ces informations de départ, l'algorithme cherche une solution globale dans les premières itérations et précise vers une solution locale à mesure que le nombre d'itérations s'approche du nombre maximal désiré (Tolson and Shoemaker 2007). Dans le cas actuel, les paramètres les moins sensibles du modèle ont été fixés sur la base d'une connaissance préalable des différents sous-modèles. Les douze paramètres les plus sensibles ont été soumis à l'algorithme, c'est-à-dire : la température de passage pluie-neige, les taux de fonte et les seuils de température de fonte pour les forêts de conifères, les forêts de feuillus et les milieux ouverts, le coefficient multiplicatif d'optimisation de l'évapotranspiration, les limites inférieures des trois couches de sols et le coefficient de récession. Pour chacun des sous-bassins, 10 essais, chacun étant associés à un jeu de paramètres initiaux différents, ont été lancés avec 250 itérations, avec pour fonction objective le critère de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash and Sutcliffe 1970) pour l'étude des débits de crue et le critère de Nash-Sutcliffe calculés sur le logarithme des débits (NSE-LOG) pour l'étude des débits d'étiage (Krause et al. 2005). Au final, un seul jeu de paramètres a été retenu, soit celui maximisant ce critère pour l'ensemble des essais réalisés. D'autres indicateurs de performance du modèle, plus particulièrement le critère de Kling-Gupta (KGE) (Gupta et al. 2009), le P-Biais (Yapo et al. 1996) et l'erreur quadratique moyenne (RMSE) (Singh et al. 2004) ont été considérés afin de bonifier l'information apportée par le NSE.

3.3.2 Simulations

Les paramètres choisis ont été appliqués à l'ensemble des scénarios d'occupation du sol. Chaque scénario a été simulé avec la chronique météorologique de la période 1969-2016. Le prélèvement de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ a été retiré à cette étape pour assurer des débits d'étiages non-nuls. De plus, pour chacun des dix scénarios, une simulation a été réalisée avec la prise en compte explicite des milieux humides dans la modélisation et une autre a été réalisée sans leur prise en compte. Un total de 20 simulations a donc été réalisé pour ce projet. De plus, deux traitements ont été appliqués aux débits simulés soit : (i) une moyenne glissante sur sept (7) jours et (ii) une moyenne glissante sur trente (30) jours. Les débits minimum annuels hivernaux (décembre à mai) et estivaux (juin à novembre) ont ensuite été retenus des deux séries de données moyennées. Les débits maximum annuels, pour leur part, ont été prélevés à même les débits simulés, avant l'application des traitements mentionnés ci-haut. Les séries de débits minimum et maximum annuels ont ensuite été ordonnées et des courbes de débits classés, représentant la fréquence de dépassement, calculée selon la méthode de Cunnane, en fonction des débits, ont été tracées. Les indicateurs hydrologiques d'étiages (Q_{2-7} , Q_{10-7} , Q_{5-30}) et de crues (Q_2 , Q_{20} , Q_{100}) ont été extraits afin de comparer leur évolution au fil du temps. Le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney a été utilisé afin d'évaluer si les médianes des différences entre les courbes de débits classés, pour les simulations avec et sans milieux humides, étaient significativement différentes tant en 1978 qu'en 2014, et ce, pour chacun des points d'intérêt (i.e., tronçons de cours d'eau correspondant aux exutoires des sous-bassins et de la prise d'eau Château d'Eau).

4 SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

Cette section se divise en trois parties. La première partie présente les résultats de la caractérisation géomorphologique des milieux humides et décrit les données géomorphologiques retenues pour la classification. La seconde décrit les scénarios générés ainsi que l'évolution de l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant. Finalement, la dernière partie présente les résultats associés au calage d'HYDROTELEt aux simulations hydrologiques réalisées.

4.1 Caractérisation géomorphologique des milieux humides

L'exploration des données disponibles pour le territoire a permis de retenir deux types d'informations géomorphologiques pour la classification, soient la forme des versants hôtes (formes de Dikau) et les classes de drainage des sols. Les autres données explorées n'ont montré qu'une faible association avec la présence des milieux humides.

Des travaux récents (Noel et al. 2014) ont permis d'intégrer un algorithme ayant pour objectif d'extraire les formes de Dikau à partir d'un modèle numérique d'altitude dans PHYSITEL. Les résultats de l'étude des caractéristiques géomorphologiques associées aux milieux humides ont montré que certaines formes de Dikau (quatre sur neuf possibles) étaient plus fortement corrélées à la présence de milieux humides. Les formes "concave et convergente", "concave et uniforme", "droite et convergente" ainsi que "droite et uniforme" ont été associées à 78-81% des milieux humides du bassin versant de la rivière Saint-Charles, selon l'échelle de découpage du bassin versant. Ces mêmes formes étaient associées à 74% des milieux humides dans le cas du bassin versant de la rivière Bécancour et à 76% de ceux du bassin versant de la rivière Yamaska. Parmi les classes de drainage associées aux milieux humides du bassin de la rivière Saint-Charles, 71% de ceux-ci étaient localisés sur des sols de drainage soit imparfait, mauvais ou très mauvais. Dans le cas des bassins des rivières Bécancour et Yamaska, ces pourcentages étaient de 91% et 89%, respectivement.

Les résultats permettent de constater que les milieux humides se situent principalement sur des versants concaves ou droits, convergents ou uniformes et de classes de drainage modéré à très mauvais. Plusieurs auteurs ont soulevé que les milieux humides se forment dans des dépressions topographiques ou sur une faible pente, ainsi que sur des sols hydriques mal drainés (Webster et al. 2011, Ali et al. 2014, Tiner 2016, Bazoge et al. 2014). Les formes de Dikau et les classes de drainage associées aux milieux humides pour les bassins versants des rivières Saint-Charles, Bécancour et Yamaska reflètent bien ces constats rapportés dans la littérature.

Étant donné les pourcentages élevés d'association entre certaines valeurs des formes de Dikau et des classes de drainage et la présence de milieux humides, ces deux types de données géomorphologiques ont été intégrées dans le processus de classification orientée-objet. Cette intégration a été réalisée à deux étapes de l'analyse d'image, soient (1) à l'étape de la classification (plus précisément, au second niveau hiérarchique), et (2) à celle de la post-classification, où les objets classifiés comme *milieux humides* peu probables, c'est-à-dire associés

à des formes de Dikau et à des classes de drainage non corrélées à leur présence, ont été reclassifiés au sein de la classe *forêt*.

4.2 Scénarios d'occupation du sol

Parmi les dix scénarios générés (i.e. un scénario printannier et un scénario automnal pour les années 1978, 1985, 1992, 2001 et 2014), les deux scénarios issus des images Landsat 2014 ont été soumis à une validation (Tableau 4.1). L'utilisation des caractéristiques géomorphologiques dans la classification orientée-objet a permis d'améliorer considérablement la précision des scénarios. Pour le scénario printemps 2014, la précision globale est passée de 66% à 80% et le coefficient Kappa est passé de 0,54 à 0,70. Le scénario automnal, pour sa part a vu sa précision globale augmenter de 60% à 81%, tandis que son coefficient Kappa est passé de 0,45 à 0,72.

Tableau 4.1. Matrice de confusion des scénarios 2014 pour l'ensemble des classes, avec et sans (entre parenthèses) l'utilisation des données géomorphologiques dans le processus de classification orientée-objet.

<i>Scénario/ Validation</i>	<i>Forêt</i>	<i>Eau</i>	<i>Agri.</i>	<i>Urbain</i>	<i>Sols nus</i>	<i>Milieux humides</i>	<i>Total</i>
Scénario printemps							
Forêt	165 (115)	0	1 (2)	2 (0)	1 (0)	13 (9)	182 (126)
Eau	0	20	0	0	0	8	28
Agri.	0	0	23	2	2	0	27
Urbain	5	0	6	23	3	7	44
Sols nus	0	0	0	3	15	0	18
Milieux humides	17 (67)	0	1 (0)	0 (2)	0 (1)	32 (36)	50 (106)
Total	187	20	31	30	21	60	
Erreur d'omm.	12% (39%)	0%	26%	23%	29%	47% (40%)	
Erreur de comm.	9%	29%	15%	48%	17%	36% (66%)	
Précision globale							80% (66%)
Coefficient Kappa							0,70 (0,54)
Scénario automne							
Forêt	171 (102)	0	5	4 (3)	0	4 (12)	184 (122)
Eau	1	20	0	0	0	9	30
Agri.	0	0	20	4	0	0	24
Urbain	3	0	5	20	1	12	41
Sols nus	0	0	0	2	20	0	22
Milieux humides	14 (83)	0	1	0 (1)	0	35 (27)	50 (112)
Total	189	20	31	30	21	60	
Erreur d'omm.	10% (46%)	0%	35%	33%	5%	42% (55%)	
Erreur de comm.	7% (16%)	33%	17%	51%	9%	30% (76%)	
Précision globale							81% (60%)
Coefficient Kappa							0,72 (0,45)

Au-delà de la précision associée aux scénarios pris individuellement, des différences importantes ont été notées entre les scénarios d'une même année, ce qui rehausse ou atténue certains changements d'occupation du sol au fil de la période. Pour illustrer cette observation, prenons comme exemple l'évolution des milieux humides entre 1978 et 2014. Dans le cas des scénarios printaniers, les pourcentages de superficies occupées par les milieux humides étaient de 12% et de 11% pour 1978 et 2014 respectivement. Parallèlement, les scénarios automnaux leur concèdent plutôt 17% et 8% pour les mêmes années. La tendance à la baisse est donc beaucoup plus marquée pour les scénarios automnaux que pour les scénarios printaniers. L'analyse de chacune des paires de scénarios pour une même année a pu mettre en lumière que les classes d'occupation du sol où il y a le plus de différence entre les scénarios sont les classes "milieux humides" et "forêt". De plus, les scénarios de 1978 sont ceux qui présentaient le plus de variation entre le printemps et l'automne. Ces différences peuvent s'expliquer d'abord par la résolution plus grossière des images de 1978 (pixels de 60 m comparativement aux autres images ayant une taille de pixel de 30 m). Également, les conditions météorologiques au moment de ou précédant l'acquisition des images peuvent affecter considérablement la classification qui en résulte (événement de précipitations abondantes, températures printanières plus élevées qui accélèrent la croissance des feuilles, etc.) (Varin 2017).

Les scénarios d'occupation du sol obtenus sont présentés en annexe (1 à 10). Les pourcentages de chacune des classes ont été compilés pour l'ensemble de ceux-ci. Les résultats montrent que pour l'ensemble du bassin de la Saint-Charles, le pourcentage de superficie occupée par les milieux humides serait passé de 12% à 11% (diminution de 8%) pour les scénarios printaniers et de 17% à 8% (diminution de 53%) pour les scénarios automnaux. Des variations importantes en superficies sont également notables pour l'agriculture et le secteur urbain. Les superficies agricoles sont passées de 20% à 3% (diminution de 85%) et de 12% à 3% (diminution de 75%), respectivement pour les scénarios printemps et automne. À l'inverse, les superficies occupées par le milieu urbain ont augmenté de 14% à 31% au printemps (augmentation de 122%) et de 20% à 27% à l'automne (augmentation de 35%). Les autres classes d'occupation du sol (forêts, eau, sols nus) présentaient peu de variation.

Trois tendances principales se dégagent de l'analyse de l'évolution de l'occupation du sol : la diminution des superficies occupées par les milieux humides, l'augmentation du territoire urbanisé et la diminution des terres cultivées. Les scénarios générés témoignent d'une diminution des superficies de milieux humides de 8 à 53%, pour les scénarios printaniers et automnaux, respectivement. Ces pourcentages relatifs sont difficilement comparables avec la littérature,

compte tenu de la variabilité spatiale de telles tendances et les différentes périodes d'études. Cependant, l'inspection visuelle des orthophotos de 1965 et 2014 (Fig. 4.1) montre que le développement urbain s'est fait dans les terres agricoles. Une certaine proportion de milieux humides pourraient donc avoir été perdus avant 1965. Cela dit, les milieux humides toujours présents demeurent sensibles à tout développement urbain éventuel.

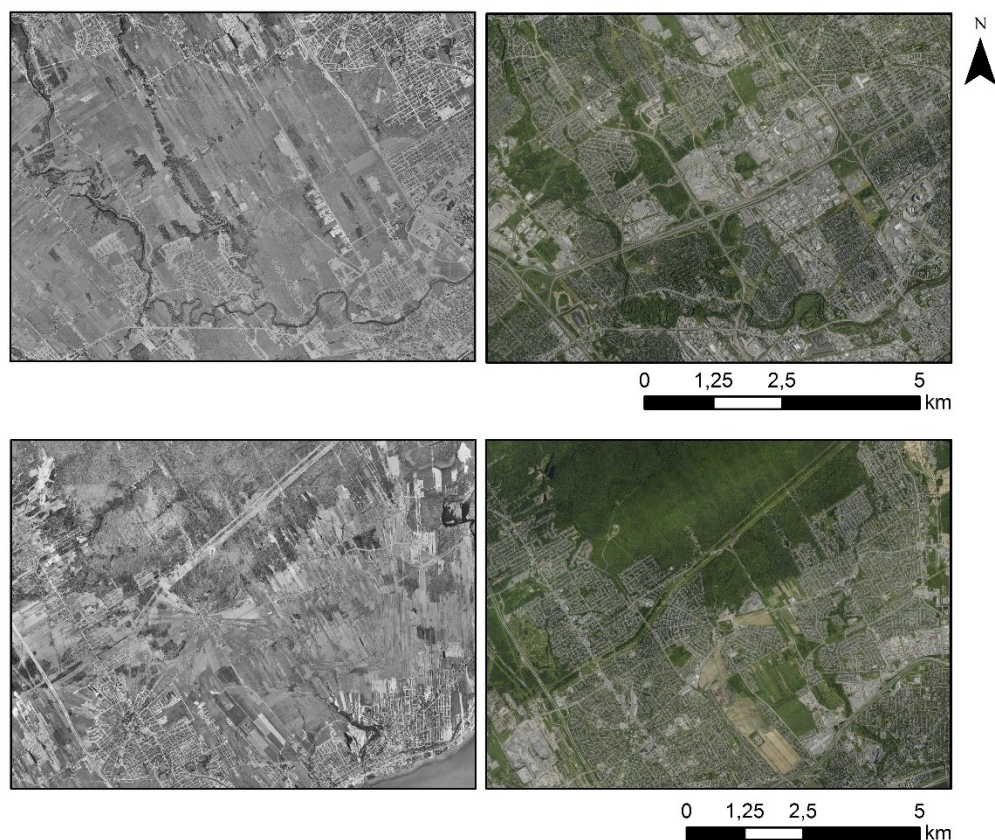


Fig. 4.1. Comparaison de photographies aériennes de 1965 (gauche) et de 2014 (droite) où les secteurs agricoles ont été transformés en territoire urbain.

4.3 Modélisation hydrologique des scénarios

Le choix final des valeurs des paramètres retenus à l'aide de l'algorithme de calage automatisé DDS permet de reproduire adéquatement les débits pour la majorité des stations hydrométriques considérées ($KGE \geq 0.73$, validation). Cependant, le bassin versant de la rivière Du Berger présente un KGE légèrement inférieur à 0.62, de même qu'un P-Biais de 20.37%. Conséquemment, le critère de NSE et le P-Biais témoignent d'une performance de calage pouvant être qualifiée de « bonne » (Moriasi et al. 2007), pour toutes les stations hydrométriques

considérées, excepté pour la station située sur la rivière Du Berger, qui obtient une performance « satisfaisante ». Des courbes de débits classés par saison à l'exutoire de ce sous-bassin ont montré que cet écart était plus prononcé à l'été pour les débits inférieurs à 6 m³/s et à l'automne pour les débits inférieurs à 5 m³/s. À l'opposé, les débits printaniers sont bien représentés. Le P-Biais résultant du calage automatisé du sous-bassin de la rivière Du Berger étant positif, cela implique une surestimation des débits simulés par rapport aux débits observés. Comme le modèle HYDROTEL ne prend pas en compte les éléments de drainage urbain et que le sous-bassin de la rivière Du Berger est fortement urbanisé, certains processus pourraient diverger des processus simulés par le modèle. Cette piste d'explication sera explorée dans le cadre de travaux futurs.

Les résultats obtenus à l'issue des simulations ont montré que pour une même fréquence de dépassement, les débits d'étiage étaient plus élevés avec la contribution des milieux humides que sans leur contribution. À l'inverse, les débits de crues étaient pour leur part plus faibles lorsque les milieux humides étaient pris en compte dans la modélisation que lorsque les simulations ne les considéraient pas. Ces tendances ont été observées pour tous les tronçons d'intérêts, de même que pour l'ensemble des scénarios. De plus, l'évaluation visuelle de la distance entre les courbes avec et sans milieux humides a révélé une évolution de cette distance entre 1978 et 2014. Ainsi, on observe une baisse significative ($p < 0.05$) de l'augmentation des débits d'étiages pour les sous-bassins versants des rivières Des Hurons (étiages estivaux seulement) et Jaune, pour lesquelles une diminution des superficies de milieux humides a été observée, ainsi qu'une hausse significative de l'augmentation des débits d'étiages pour les sous-bassins versants des rivières Lorette et Du Berger, où les superficies de milieux humides ont augmenté. Le test de Wilcoxon-Mann-Whitney a également confirmé que l'évolution (significative pour tous les points d'intérêt), de l'atténuation des débits de crues est cohérente avec l'évolution des milieux humides.

On note également certaines tendances inverses, spécifiquement pour les indicateurs d'étiages. C'est le cas, notamment, à l'embouchure de la rivière Saint-Charles, où, malgré une diminution de 15% des superficies de milieux humides, on observe une augmentation de la capacité de support aux étiages estivaux. L'évolution des secteurs urbains et des surfaces imperméables, qui représentent une augmentation de plus du double (14 à 31%) de leur superficie de 1978, pourraient expliquer cette tendance, puisqu'HYDROTEL surestime le ruissellement de surface et donc les débits en cours d'eau dans les secteurs les plus urbanisés. Similairement, la rivière Nelson présente une tendance inverse pour le support aux étiages : alors qu'on observe une diminution des superficies de milieux humides, leur capacité d'augmenter les débits d'étiage est plus importante en 2014 qu'en 1978. Dans ce cas, les faibles débits convertis en pourcentages

relatifs pourraient avoir pour effet d'exagérer l'augmentation de la capacité de support aux étiages. En effet, l'étude des débits absolus a révélé que l'augmentation au fil de la période était minime.

5 CONCLUSION

Alors que les superficies affectées aux milieux humides sont en décroissance à l'échelle globale, plusieurs s'affairent à comprendre l'impact de cette perte sur les processus environnementaux. Les services écologiques procurés par ces écosystèmes, et plus particulièrement, les services hydrologiques de support aux étiages et d'atténuation des crues, ont assurément été affectés par ces changements. Dans le cadre de ce projet de recherche, l'évolution de l'occupation du sol ainsi que des superficies occupées par les milieux humides a été comparée à l'évolution des débits extrêmes sur la période 1978-2014, pour le bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada. L'approche méthodologique utilisée, combinant une étude des caractéristiques géomorphologiques associées aux milieux humides des bassins des rivières Saint-Charles, Bécancour et Yamaska, une classification orientée-objet d'archives Landsat, ainsi que la modélisation hydrologique au sein de la plateforme PHYSITEL/HYDROTEL, permet dorénavant d'établir certains constats.

D'abord, deux caractéristiques géomorphologiques clés ont été utilisées afin d'améliorer la délimitation des milieux humides, soient les formes de Dikau ainsi que les classes de drainage du sol. Ces deux caractéristiques ont d'ailleurs permis d'augmenter la précision globale de classification des images d'archives Landsat de 60-66% à 80-81%. Les scénarios générés révèlent que la diminution des superficies occupées par les milieux humides à l'échelle globale, est également perceptible, à l'échelle du bassin versant. Entre 1978 et 2014, les superficies occupées par les milieux humides auraient diminuées de 8 à 53%. À ce sujet, on note également que les scénarios printanniers sont les plus optimistes par rapport aux scénarios automnaux, concernant la perte de milieux humides pour la même période. Les scénarios témoignent également d'une augmentation abrupte des secteurs urbains et, à l'inverse, d'une diminution tout aussi prononcée du territoire voué à l'agriculture. Concernant les forêts, le réseau hydrographique et les sols nus, leurs superficies sont demeurées relativement constantes.

La transposition de cette évolution en termes d'hydrologie de surface révèle que l'évolution des milieux humides se reflète bel et bien dans l'évolution des débits extrêmes. Ainsi pour certains sous-bassins versants, la perte de superficie de milieux humides se traduit par une diminution de leur effet de support aux étiages et d'atténuation des crues. À l'inverse, dans les cas peu fréquents

où l'on note une augmentation des superficies de milieux humides, il s'ensuit généralement une augmentation des services hydrologiques procurés par ceux-ci. Or, dans certains cas particuliers, on observe une tendance inversée, soit une diminution des superficies de milieux humides accompagnée d'une augmentation des services hydrologiques qui leur sont associés. L'augmentation du ruissellement urbain dans certains sous-bassins versants due à l'évolution rapide des surfaces imperméables, de même que les faibles débits simulés pour certains points d'intérêts, pourraient expliquer ces tendances inverses.

Ces nouveaux constats, combinés au développement de nouveaux produits cartographiques, permettent d'orienter les travaux futurs vers plusieurs pistes de recherche. En effet, les produits de relevés LiDAR pour le sud du Québec pourront être intégrés dans la représentation du bassin versant au sein de la plateforme de modélisation PHYSITEL/HYDROTEL, permettant ainsi d'augmenter la résolution spatiale des processus hydrologiques. De plus, l'intégration de nouveaux services hydrologiques pourra faire l'objet de travaux ultérieurs. À ce titre, on peut penser aux services d'amélioration de la qualité de l'eau par la rétention des matières en suspension, ainsi que la recharge de l'eau souterraine. Finalement, alors que ces travaux de recherche ont porté sur l'évolution passée des milieux humides, plusieurs questions demeurent en contexte futur. Par exemple, quel sera l'impact sur les débits extrêmes de la destruction des milieux humides dans un secteur donné, ou des milieux humides d'une superficie inférieure à un seuil donné ? Les réponses à ces questions, qui nécessitent un examen à échelle plus fine et qui feront l'objet de travaux futurs, s'avèrent cruciales afin de mieux cibler les réseaux de conservation de milieux humides à mettre en place et de mieux encadrer la gestion et le développement du territoire.

PARTIE II. ARTICLES

6 **ARTICLE I : Mapping wetlands and land cover change with landsat archives: the added value of geomorphologic data**

Cartographie de la dynamique spatio-temporelle des milieux humides à partir d'archives
Landsat : la valeur ajoutée de données géomorphologiques

Auteurs :

Marianne Blanchette^{1*}, Alain N. Rousseau¹, Monique Poulin²

1 INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau Terre Environnement,
490 rue de la Couronne, G1K 9A9, Quebec City, Québec, Canada

2 Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation,
Université Laval, 2425 rue de l'Agriculture, G1V 0A6, Quebec City Québec, Canada

Revue : Canadian Journal of Remote Sensing

Auteur de correspondance *:

INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau Terre Environnement,
490 rue de la Couronne, G1K 9A9, Quebec City, Québec, Canada.

E-mail : marianne.blanchette@ete.inrs.ca

Contribution des auteurs :

La mise en place de la classification orientée-objet, l'analyse des caractéristiques géomorphologiques associées aux milieux humides, la classification, la validation et l'analyse des résultats ont été réalisées par Marianne Blanchette. Les Pr Alain Rousseau et Monique Poulin ont révisé et commenté l'article. L'ensemble des travaux se sont déroulées sous la supervision du Pr Alain Rousseau.

Cet article a dû être retiré de la version électronique en raison de restrictions liées au droit d'auteur.

7 **ARTICLE II : Long-Term Assessment of the Impact of Land Cover Changes on the Hydrological Services Provided by Wetlands**

Services hydrologiques procurés par les milieux humides
dans un contexte évolutif d'occupation du sol

Auteurs :

Marianne Blanchette^{1*}, Alain N. Rousseau¹, Stéphane Savary¹, Étienne Foulon¹, Monique Poulin²

1 INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9, Quebec City, Québec, Canada

2 Département de phytologie, Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, 2425 rue de l'Agriculture, G1V 0A6, Quebec City Québec, Canada

Revue : Journal of Environmental Management

Auteur de correspondance *:

INRS-ETE / Institut National de la Recherche Scientifique – Centre Eau Terre Environnement, 490 rue de la Couronne, G1K 9A9, Quebec City, Québec, Canada.

E-mail : marianne.blanchette.1@ete.inrs.ca

Contribution des auteurs :

La mise en place du bassin versant dans la modélisation hydrologique a été réalisée par M. Stéphane Savary et Marianne Blanchette. L'implantation de l'algorithme de calage automatisé au sein du modèle HYDROTEL a été effectuée par M. Étienne Foulon, tandis que Marianne Blanchette a procédé au calage en soit, de même qu'aux simulations et à leur analyse. Les Pr Alain Rousseau et Monique Poulin ont révisé et commenté l'article, de même que M. Stéphane Savary et M. Étienne Foulon. L'ensemble des travaux se sont déroulés sous la supervision du Pr Alain Rousseau.

Résumé

Les superficies occupées par les milieux humides évoluent constamment, ce qui porte à croire que cette dynamique s'accompagne d'une évolution des services hydrologiques qui leurs sont associés. L'objectif principal de cet article consiste à quantifier l'impact de l'évolution, entre 1978 et 2014, de l'occupation du sol et des superficies occupées par les milieux humides sur deux des services hydrologiques rendus par ceux-ci (le maintien des débits d'étiages et l'atténuation des débits de crues), à travers une étude de cas appliquée au bassin versant de la rivière Saint-Charles, Québec, Canada. Des scénarios d'occupation du sol couvrant la période d'étude ont été intégrés à la plateforme de modélisation hydrologique PHYSITEL/HYDROTEL. Le modèle a été calé à l'échelle de chaque sous-bassin versant, suivant une approche multi-temporelle et automatisée. Des paires de simulations, avec et sans la prise en compte des milieux humides, ont été réalisées en utilisant une chronique météorologique unique couvrant le période 1969-2016. Les résultats obtenus confirment que, généralement, l'évolution des services hydrologiques procurés par les milieux humides suit la tendance de l'évolution des superficies occupées par ceux-ci à l'échelle des sous-bassins versants. Par exemple, dans le sous-bassin versant de la rivière Jaune, les superficies de milieux humides ont diminué de 44% entre 1978 et 2014. Conséquemment, l'augmentation des débits d'étiages par les milieux humides à l'exutoire de ce sous-bassin était de 7 à 30% en 1978 alors qu'elle variait entre 6 à 19% en 2014. Au même point d'intérêt, les milieux humides permettait d'atténuer les débits de crues de 20 à 35% en 1978, comparativement à 10 à 25% en 2014. Ces résultats illustreraient que la destruction des milieux humides s'accompagne de la perte de services hydrologiques et démontrent à nouveau l'importance des programmes de conservation et de restauration.

Mots-clés

HYDROTEL, PHYSITEL, scénarios d'occupation du sol, milieux humides, étiages, crues.

7.1 Abstract

Wetland areas are often converted into other land covers such as cropland or urban area and this dynamic is in all likelihood associated with a parallel evolution of the hydrological services they provide. The main objective of this work was to quantify the impact of land cover and wetland evolution between 1978 and 2014 on the aforementioned hydrological services, such as low flow support and high flow attenuation, through a case-study of the St. Charles River, Quebec, Canada. Land cover and wetland scenarios covering the study period were integrated into the hydrological modelling platform PHYSITEL/HYDROTEL. The model was calibrated at the sub-watershed scale using a multi-temporal and automated methodology. Pairs of simulations, with and without wetlands, were generated with a unique meteorological series covering 1969-2016. Results confirm that, generally, the evolution of hydrological services provided by wetlands follows the same trend as that of the evolution of wetland area at the sub-watershed scale. For example, the wetland areas of the Jaune River sub-watershed decreased by 44% between 1978 and 2014. Consequently, the increase in low flows provided by wetlands at the outlet of this sub-watershed was between 7 and 30% in 1978 and 6 and 19% in 2014. At the same location of interest, the decrease in high flows was between 20 and 35% in 1978 and 10 and 25% in 2014. These results would clearly demonstrate that the loss of wetland areas does indeed lead to a significant loss of hydrological services and highlight the need for conservation and restoration programs.

Key words

HYDROTEL, PHYSITEL, land cover scenarios, wetlands, low flow, high flow.

7.2 Introduction

Located at the interface between terrestrial ecosystems and water resources such as water courses and shallow water tables, wetlands are a pivotal part of the drainage network of a watershed. Consequently, they affect the routing of overland and subsurface flows through modification of hydrological processes, namely increased evapotranspiration, water storage and groundwater recharge (Bullock and Acreman 2003). These interactions have led researchers and land planners to attribute some hydrological services to wetlands, such as low flow support and high flow attenuation.

In the last century, anthropic activities such as agriculture and urban development have induced major land cover changes that have affected the hydrological regime of watersheds (St-Hilaire et al. 2015, Salvadore et al. 2015, Savary et al. 2009, DeFries and Eshleman 2004). These activities have also led to the drainage of wetlands and/or modification of the land cover within their drainage area (Zedler and Kercher 2005, Brinson and Malvarez 2002). At the global scale, 64 to 71% of wetlands are estimated to have been converted into agricultural and urban land covers; and 30% of these land conversions occurred between 1970 and 2008 (Davidson 2014, Dixon et al. 2016). These losses have in all likelihood had an impact on the hydrological services provided by wetlands; that is on extreme river flows. The combined impact of wetland losses and changing climatic conditions could exacerbate the frequency and magnitude of extreme flow conditions. Inversely, the anticipated impact of wetlands on river flows (Fossey and Rousseau 2016a, b) could further support the development of conservation actions and policy decisions to protect these green infrastructures. Watson et al. (2016) recently studied the flood mitigation service provided by floodplain and wetlands on the Otter Creek, Middlebury, VT, and concluded that these green infrastructures could reduce damages on infrastructures between 54% and 78% for 10 flood events, including Tropical Storm Irene.

Hydrological models have been used to assess the impact of landscape features on selected hydrological processes at the watershed scale (Liu et al. 2008, Wang et al. 2008, Wu and Johnston 2008, Wang et al. 2010). For example, Wang et al. (2010) used the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) and the hydrologically equivalent wetland (HEW) concept to assess the effects of wetland restoration and conservation for two watersheds in Minnesota. They found that the first 10-20% losses of wetlands conducted to a measurable increase in peak discharge and that 50-80% of wetlands would need to be restored in order to reduce substantially the peak discharge. More recently, the impact of wetlands on high and low flows was assessed using the hydrological modelling platform PHYSITEL/HYDROTEL; adapting the model to explicitly account for riparian

and isolated wetlands (Fossey et al. 2015). For the two studied watersheds (Québec, Canada), high flows could be reduced by 6 to 18 %, while wetlands could increase low flows by 22% to 75% (Fossey et al. 2016, Fossey and Rousseau 2016b).

The development of hydrological models has provided researchers with a powerful framework for quantifying the hydrological services supplied by wetlands and opens new research avenues to explore the evolutive impact of wetlands on the hydrological regime of a watershed. Moreover, increasing our knowledge about losses and/or gains of hydrological services provided by wetlands could increase social acceptance of conservation projects. Given this framework, in this paper, we explore, using a case-study, the impact of land cover changes over the last forty years on the hydrological services provided by wetlands on low flows and high flows at the sub-watershed scale of a Canadian watershed under temperate climate conditions. This study builds on the recent work of Blanchette et al. (To be submitted), which has shown using Landsat archive images that wetland areas in the St. Charles River watershed (Quebec, Canada) have decreased, on average by 17% between 1978 and 2014. Moreover, taking advantage of the availability of various historical land cover scenarios developed by the same authors, we explore whether the use of different land cover maps, representative of the time interval of operation of each hydrometric station, could improve the calibration of the HYDROTEL.

This paper is organized in two sections. The first section describes the study watershed, the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform, the input data as well as the calibration, validation, and simulation strategies. Meanwhile, the second section presents the model calibration and validation results. Finally, the simulation results are presented through a comparison between the hydrological services provided by the 1978 distribution of wetlands in the watershed with those provided by the 2014 distribution.

7.3 Materials and methods

7.3.1 Study watershed

The St. Charles River watershed is located on the north shore of the St. Lawrence River, in southern Quebec, Canada. The river drains a total area of 554 km². With altitudes ranging from 4 to 844 m above sea level (Ressources naturelles Canada 2013), the soils are dominated by sandy loams, located in the upper part of the watershed (73%); while clay loams represent 23% of the territory and are located in the downstream tier of the watershed; whereas loamy sands (4%) can

be found in a small area located at the western extent of the watershed (Groupe de travail sur les Pédopaysages du Canada 2010).

The hydrographic network is composed of six main tributaries; dividing the watershed into major sub-watersheds (Fig. 7.1). Lake St. Charles (3.6 km²) is located at the center of the watershed and is replenished mostly by the Des Hurons River (82% of average annual inflows) (APEL 2015). The lake also acts as a drinking water reservoir for approximately 300,000 citizens of Quebec City. The drinking water treatment plant (i.e., uptake) is located 11 km downstream of the lake.

Fig. 7.2 presents the 2014 land cover map of the watershed (Raimbault et al. 2016b). Based on the wetland map of Beaulieu et al. (2014b), there are 2243 distinct wetlands (average area of 1.6 ha) within the boundaries of the St. Charles River watershed; representing 6% of the total area. These wetlands, of which 83% are forested, with 50% of swamps and 33% of forested peatlands, drain 27% of the watershed (22% when excluding the drainage area located on or disconnected by impervious surfaces). Forests dominate the St. Charles River watershed (58%), followed by urban settlements and impervious surfaces (28%), which are mostly located in the southern part, followed by agriculture (3%), water (2%) and bare soils (2%), which include quarries, sandpits and construction sites.

The mean annual total precipitation and mean temperature for the 1969-2016 period were 1329 mm (31% of snow precipitation) and 3.9 °C (12.2 °C from March 21 to September 20, -4.5 °C from September 21 to March 20), respectively, whereas the mean annual discharge was 8.1 m³/s at hydrometric station (050904, Fig. 7.1) (Centre d'expertise hydrique du Québec 2017).

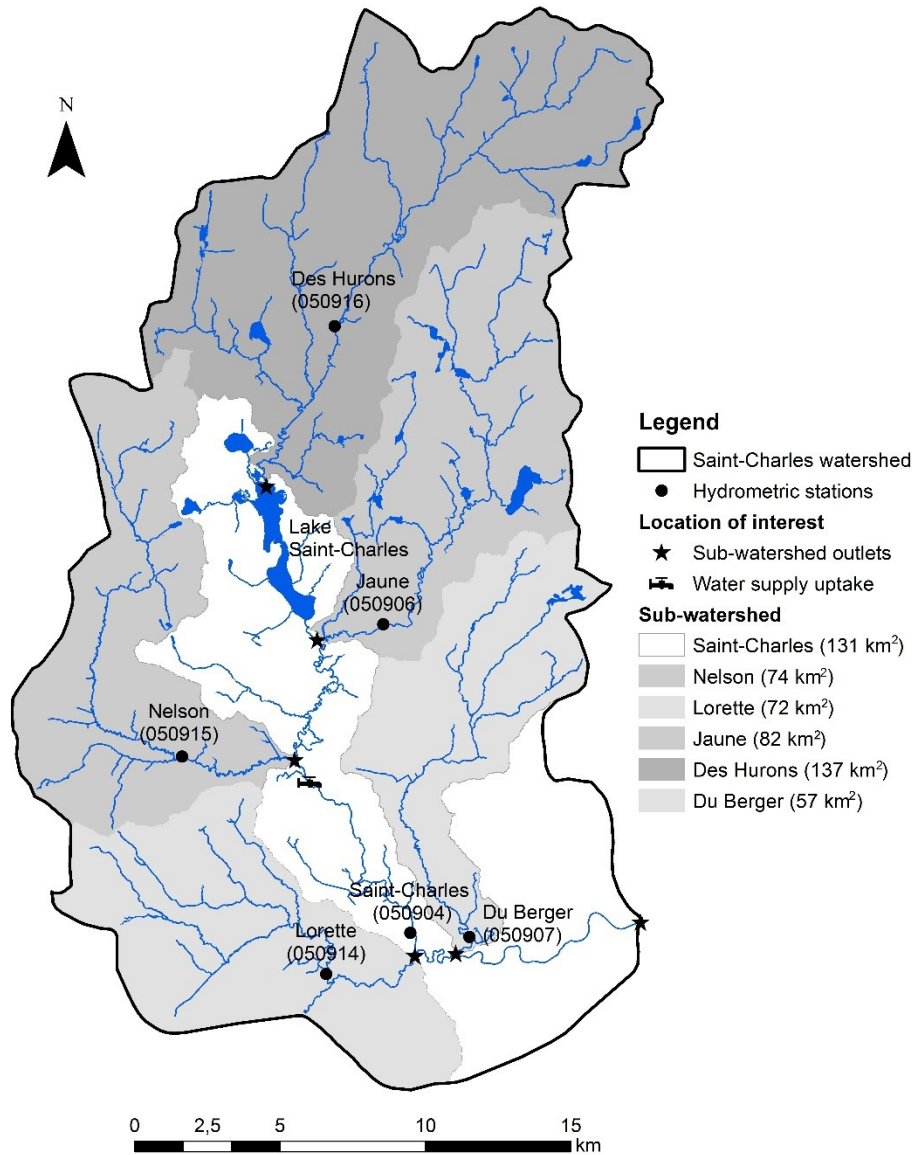


Fig. 7.1. Modelling structure of the St. Charles River watershed, including sub-watershed delineation, hydrometric stations and locations of interest. The numbers in parentheses refer to the ID of each hydrometric station.

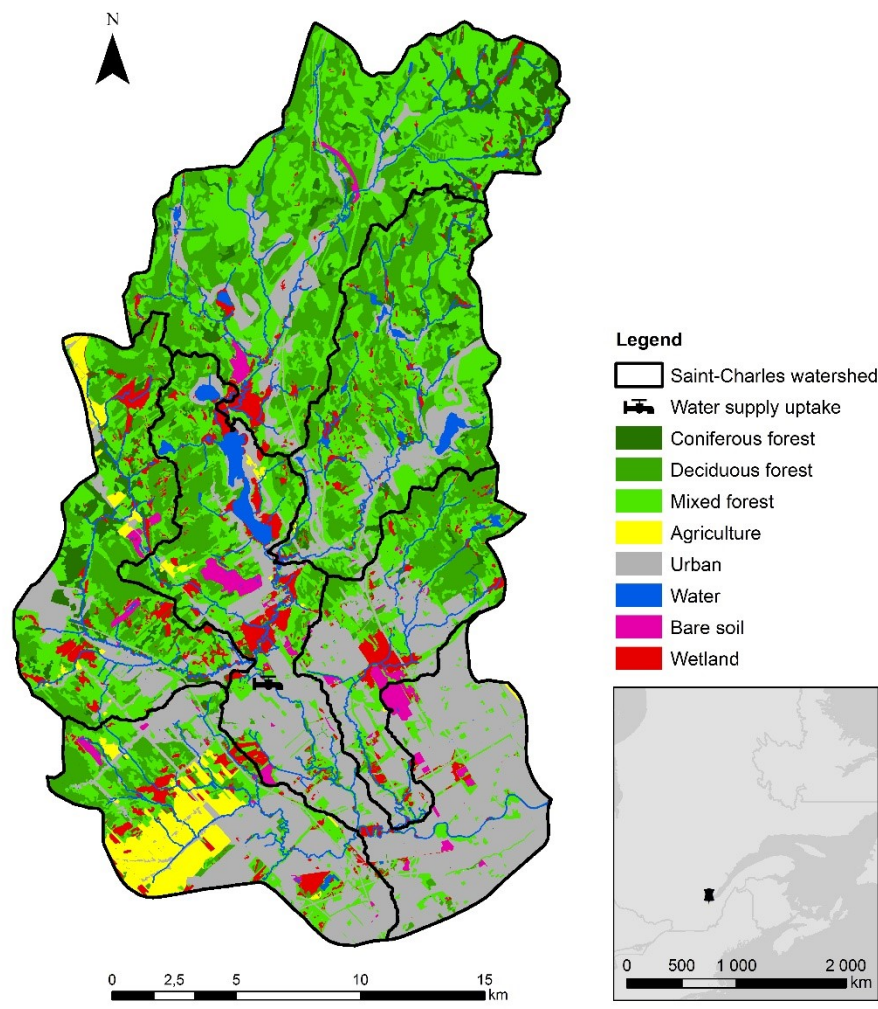


Fig. 7.2. Location and 2014 reference land cover map (Raimbault et al. 2016b) of the St. Charles River watershed.

7.3.2 The PHYSITEL/HYDROTEL hydrological modelling platform

PHYSITEL is a specialized geographic information system (GIS) that was developed to support the implementation of distributed hydrological models (Turcotte et al. 2001, Rousseau et al. 2011, Noel et al. 2014). Using gridded data, the watershed is subdivided in relatively homogeneous hydrological units (RHHUs), namely hillslopes or elementary sub-watersheds (see the aforementioned references for a detailed technical description). PHYSITEL computes the physiographic parameters for each RHHU (Fig. 7.3). Namely, this means that this specialized GIS

determines the internal drainage structure (slopes and overland flow directions), watershed boundaries, sub-basin and hillslope boundaries, and hydrographic network. For each RHHU, PHYSITEL identifies the dominant soil type, and percentages of different land covers. Because of standard data formats and universal data types, output data can be used for a wide range of distributed hydrological models. HYDROTEL (Fortin et al. 2001, Turcotte et al. 2003, Turcotte et al. 2007, Bouda et al. 2012, Bouda et al. 2014) is a distributed, process-based, continuous hydrological model which can be run at either daily or sub-daily time steps. The model is built around six computational modules performing various tasks and calculations: (i) interpolation of precipitations, (ii) accumulation and melt of snowpack, (iii) potential evapotranspiration, (iv) vertical water budget, (v) surface/subsurface flow routing, and (vi) river flow routing. The water mass balance is computed at the RHHU level. Complete descriptions of the governing equations of each computational module can be found in the aforementioned references. Recently, the modelling platform was adapted by Fossey et al. (2015) to account for the contribution of wetlands to the hydrological processes at the RHHU scale and, ultimately, at the watershed scale. Wetlands located in the same RHHU are aggregated together and treated as one HEW (Wang et al. 2008).

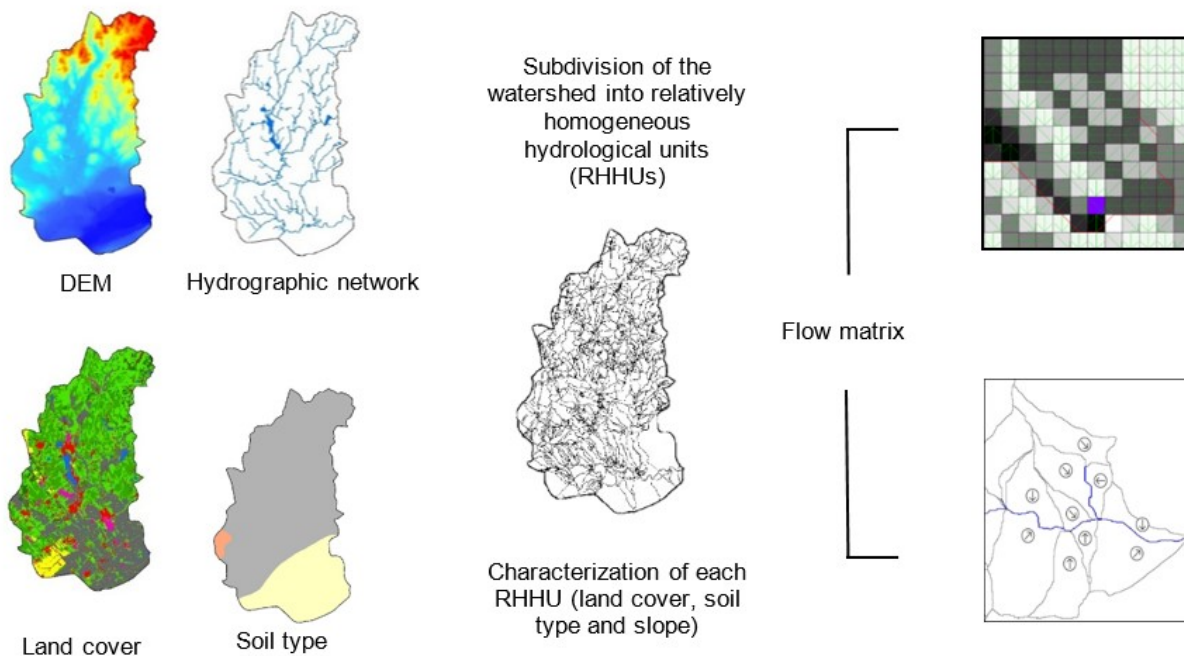


Fig. 7.3. Input data for the preparation of the watershed in PHYSITEL.

7.3.3 Physiographical Data

The modelling platform requires the following input data: (i) a digital elevation model (DEM), (ii) a hydrographic network, (iii) a land cover map, (iv) a soil type map, and (v) hydrometeorological data (temperature, precipitation and observed flow).

The DEM and the river network were extracted from GeoGratis (<http://geogratias.cgdi.gc.ca/>). The resolution of the DEM is 20 m, whereas the river network was extracted at a resolution of 1:50,000 (Ressources naturelles Canada 2013). The river network was filtered according to the following steps: (i) removal of intermittent river segments, segments located in waterbodies and segments/waterbodies unconnected to the river network, (ii) conversion of undesired loops to river segments by choosing the most plausible water pathway, (iii) merging water bodies made of multiple polygons into a single one, (iv) merging of all segments, (v) fragmentation of the river network into the desired location of nodes, and finally, (vi) removal of river segments smaller than one DEM cell (20 m). The final river network contained 434 river segments with a mean length of 900 m.

Ten different land cover maps were used in this study, resulting in the same number of modelling projects. Each one was produced *via* an object-based image analysis (Blaschke 2010) of Landsat archive images (USGS 2017). Pairs of images (one for spring and one for fall) were downloaded from <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Data pre-processing included atmospheric corrections, radiometric normalization (Radke et al. 2005) and spectral indices calculation (Normalized Difference Vegetation Index and Normalized Difference Wetness Index). A multi-resolution segmentation (Baatz and Schäpe 2000) was conducted and two levels were discriminated (Grenier et al. 2007) : (i) a coarser level was used to distinguish general land cover classes, namely forest, water, agriculture, urban and bare soil, and (ii) a finer level was used to discriminate forest types and wetlands among the objects classified as forest at the coarser level. The nearest-neighbor algorithm was used to classify each image with the use of two key ancillary geomorphologic data, namely hillslope geometry (Dikau (1989) shapes) and drainage classes (Ministère des Ressources naturelles et Faune 2014). An accuracy assessment was performed and confusion matrices generated for the 2014 scenarios. Results show that the global accuracy reached 80-81%, while the Kappa coefficient reached 0.70-0.72. For a detailed description of the method, please refer to Blanchette et al. (To be submitted). For sake of simplicity, this article presents the results obtained using the spring scenarios only. Moreover, the comparison only considers the difference between 1978 and 2014, since this period reflects the most important

evolution of land covers (Table 7.1). Readers should note that the spring set of scenarios is the most optimistic, with the least losses of wetland areas between 1978 and 2014.

Table 7.1. Percentage of land cover classes for the entire St. Charles watershed for the spring scenarios of 1978 and 2014.

<i>Land cover classes</i>	<i>1978</i>	<i>2014</i>
Wetland	12.5%	10.6%
Forest	50.9%	51.4%
Water	1.7%	2.2%
Agriculture	20.3%	3.5%
Urban	14.0%	31.0%
Bare soil	0.6%	1.4%

The soil type map was extracted from the Soil Landscapes of Canada (v3.1) (<http://sis.agr.gc.ca/cansis/nsdb/slc/index.html>) and available at a scale of 1/1,000,000 (Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada 2010). For each polygon, percentages of loam, clay, and sand were computed to identify the soil textures (Rawls and Brakensiek 1989).

A network of hydrometric stations has been recording water levels at different locations within the St. Charles River watershed, with one of the stations (050904, Fig. 7.1) in operation since 1969 (Centre d'expertise hydrique du Québec 2017). A meteorological data set was built using daily precipitation and temperatures recorded by Environment and Climate Change Canada and Quebec City. The data was then interpolated over the watershed (weighted average of the three nearest stations).

7.3.4 Model calibration and validation

The Saint-Charles River watershed was first subdivided into 1505 RHHUs, with a mean area of 0.83 km² and a standard deviation of 2.14 km². Groups of hillslopes were combined to delineate the six sub-watersheds. Each of the six sub-watersheds was calibrated independently, except for the St. Charles sub-watershed, which was calibrated taking into consideration the calibrated parameters of the Des Hurons, Jaune and Nelson sub-watersheds. The least sensitive parameters were fixed based on previous knowledge of the model (Appendix 22). The selection of the parameter values associated with the wetland modules (surface of HEW when filled to a

hypothesized normal level corresponding to 30% of its maximal surface, water depths in the HEW at normal level and at maximum level, saturated hydraulic conductivity of soil beneath HEW, bank saturated hydraulic conductivity, percentage of potential evapotranspiration at RHHU scale, percentage of wetland water volume when between the normal and maximum levels) was done with consideration of the dominant wetland typology, that is forested wetlands (swamps and forested peatlands).

The dynamically dimensioned search (DDS) algorithm, a global optimization algorithm developed by Tolson and Shoemaker (2007), was used to calibrate the most sensitive parameters of the model. DDS was designed to solve calibration models with many parameters and is therefore particularly well suited for distributed hydrological models like HYDROTEL. The maximum number of iterations and the lower and upper bounds of each calibrated parameter values are required to initiate the automated calibration. Given this information, the algorithm searches for a global optimum in the first iterations and focuses on a local optimum as the number of iteration approaches the maximum number defined by the user.

For this project, the set of parameter values having the highest Nash-Sutcliffe efficiency criterion (NSE) (Nash and Sutcliffe 1970) was retained for high flows and the highest Nash-Sutcliffe efficiency calculated on logarithmic flows (NSE-LOG) was retained to assess for low flows. In both cases, DDS ran for a total of 250 iterations. Nonetheless, we also tested the algorithm with 100, 250 and 500 iterations to optimize the NSE and the Kling-Gupta efficiency criterion (KGE) (Gupta et al. 2009), along with the percent bias (P-Bias) (Yapo et al. 1996) and the root mean square error (RMSE) (Singh et al. 2004). These four goodness-of-fit-indicators (GOFIs), which are extensively described in the literature and frequently used in various calibration procedures of hydrological models, were also used to assess the calibration results. To avoid model initialization errors, a one-year spin-off period was considered for calculation of the GOFIs. The calibration was executed for a time interval of four to six years towards the end of the operation period of each station. The validation considered the entire period of operation. Exceptionally, for the Lorette hydrometric station, which was only operated for four years, no validation was done.

7.3.4.1 Multi-temporal calibration

The calibration strategy also took advantage of the variety of land cover scenarios available for the watershed between 1978 and 2014 (Blanchette et al. To be submitted). Considering that (i) the hydrological processes simulated in HYDROTEL are land cover sensitive and (ii) some

hydrometric stations were operated only for a short interval throughout the study period, the land cover scenario representative of the operation years of each station was selected. As a result, the Jaune River and Du Berger River sub-watersheds, with gauge stations operated from 1983 to 1994 and 1983 to 1995, respectively, were calibrated with the 1985 and 1992 land cover scenarios (Table 7.2). The other sub-watersheds were calibrated with the 2014 scenario. This will be referred to as a multi-temporal calibration. Aside from using specific land cover scenarios for those two sub-watersheds, a steady-state land cover condition was applied during the calibration process. The spring sets of land cover scenarios were used to calibrate the model. Calibration and validation GOFs characterizing the multi-temporal calibration method were also compared with those obtained with a standard calibration methodology, that is using the 2014 land cover scenario for all sub-watersheds. This comparison was done for the Jaune, Du Berger and Saint-Charles sub-watershed, since the hydrometric station of the later is located downstream of the Jaune River outlet.

Table 7.2. Land cover scenarios used for standard and multi-temporal calibration.

<i>Sub-watershed</i>	<i>Land cover scenario</i>	
	Standard calibration	Multi-temporal calibration
St. Charles		Spring 2014
Des Hurons		Spring 2014
Nelson		Spring 2014
Lorette	Spring 2014	Spring 2014
Jaune		Spring 1985
Du Berger		Spring 1992

7.3.5 Simulations

The calibrated parameters were applied to the modelling projects, in order to ensure that the simulated flows were solely influenced by land cover (Savary et al. 2009). For each scenario, two runs of HYDROTEL were performed: (i) one with the wetland modules and (ii) one without. All simulations were performed using a meteorological data series compiled over the 1969 to 2016

period at a daily time-step. The with- and without-wetland simulations for each combination of scenario and location of interest in the watershed will be further referred to as pairs of simulations. For low flows, the simulated flows were converted using a 7- and a 30-day moving average. The lowest values were extracted for the winter (December to May) and for the summer periods (June to November), from the 7- and 30-day averaged flows. For high flows, the annual highest value was extracted directly from the simulated flows. Flow-duration curves were plotted with these five series (48 values per series for 1969-2016) of flows, for each location of interest. Common flow indicators (i.e., with respect to return period) were extracted from the curves. For low flows, the 2-year (Q_{2-7}) and 10-year (Q_{10-7}) minimum flows over 7 days and the 5-year (Q_{5-30}) minimum flow over 30 days were extracted. For high flows, the 2-year (Q_2), 20-year (Q_{20}) and 100-year (Q_{100}) maximum flows were extracted. The difference between the flow-duration curves for each pair of simulations was calculated. The non-parametric Wilcoxon rank sum test (Wilcoxon 1945) was used, with a significance level of 5%, to test if the medians of these gaps were significantly different between 1978 and 2014. This was tested at each location of interest in the watershed.

7.4 Results

7.4.1 Calibration and validation

Based on the performance rating scale developed by Moriasi et al. (2007), the calibration performance is “good” for all sub-watersheds (for parameter values, please refer to Appendices 23 and 24), except for the Du Berger sub-watershed which shows a “satisfactory” rating (Table 7.3). Examination of the KGE values shows that some sub-watersheds perform better than others. The best KGE for both the calibration (C) and the validation (V) periods were obtained for the Des Hurons (C: 0.79 and V: 0.81) and St. Charles (C: 0.77, V: 0.79) sub-watersheds. A look at the seasonal (spring: 03/21-06/20, summer: 06/21-09/20, fall: 09/21-12/20 and winter: 12/21-03/20) flow-duration curves confirmed that observed and simulated flows showed a good fit at the hydrometric station located on the Des Hurons River (Fig. 7.4). Indeed, except for the winter period which shows a small offset, the observed and simulated flow curves overlap.

Table 7.3. Temporal and standard (in parentheses) calibration performance for each sub-watershed using NSE as the objective function.

<i>Hydrometric station</i>		<i>Period</i>	<i>NSE</i> ¹	<i>KGE</i> ²	<i>P-Bias</i> ³ (%)	<i>RMSE</i> ⁴ (m ³ /s)	<i>Performance</i> (Moriassi et al. 2007)
St. Charles	V ⁵	1969-2016	0.73	0.79 (0.78)	8.07 (6.01)	0.08	Good
	C ⁶	2010-2015	0.77	0.77 (0.78)	4.09 (2.29)	0.23	
Des Hurons	V	2007-2016	0.70	0.81	-9.42	0.06	Good
	C	2010-2015	0.67	0.79	-9.10	0.07	
Nelson	V	2006-2016	0.66	0.76	4.23	0.03	Good
	C	2010-2015	0.65	0.72	5.18	0.04	
Lorette	C	2006-2009	0.74	0.73	-0.71	0.08	Good
Jaune	V	1983-1994	0.65 (0.66)	0.76 (0.78)	-3.27 (-7.89)	0.07	Good
	C	1990-1994	0.47	0.65	-4.41 (-8.28)	0.11	
Du Berger	V	1983-1995	0.52	0.62 (0.60)	20.37 (19.91)	0.04	Satisfactory
	C	1990-1995	0.24 (0.22)	0.40 (0.38)	41.58 (40.27)	0.06	

¹Nash-Sutcliffe efficiency criterion (Nash and Sutcliffe 1970)

²Kling-Gupta efficiency criterion (Gupta et al. 2009)

³Percent bias (Yapo et al. 1996)

⁴Root mean square error (Singh et al. 2004)

⁵Validation period

⁶Calibration period

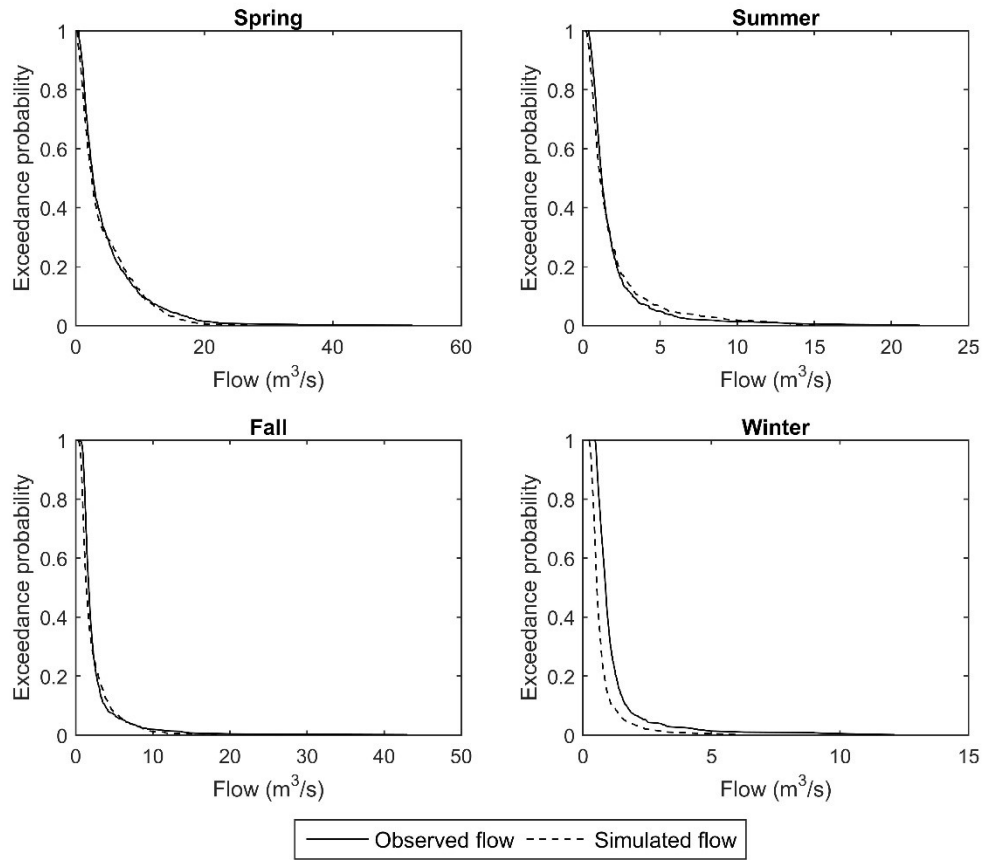


Fig. 7.4. Seasonal flow-duration curves at the hydrometric station located on the Des Hurons River for the validation period (2007-2016).

Meanwhile, the lowest values were recorded for the Du Berger sub-watershed (Fig. 7.5) with particularly low values for the calibration period (C: 0.40, V: 0.62). While spring flows show a good fit, simulated summer flows are overestimated, especially for flows smaller than 5 m³/s. Fall simulated flows are greater than observed flows for values lower than 5 m³/s, except for flows smaller than 1 m³/s which are consistent with observed flows. Winter flows show reverse trends for different flow ranges. While the model underestimates flows at the hydrometric station between 0.5 m³/s and 1.3 m³/s, flows under 0.3 m³/s or between 1.3 m³/s and 2.5 m³/s are overestimated. Similar results were obtained with the calibration using NSE-LOG. These results will be further discussed later in this paper as urban storm water management is thought to have played a governing role.

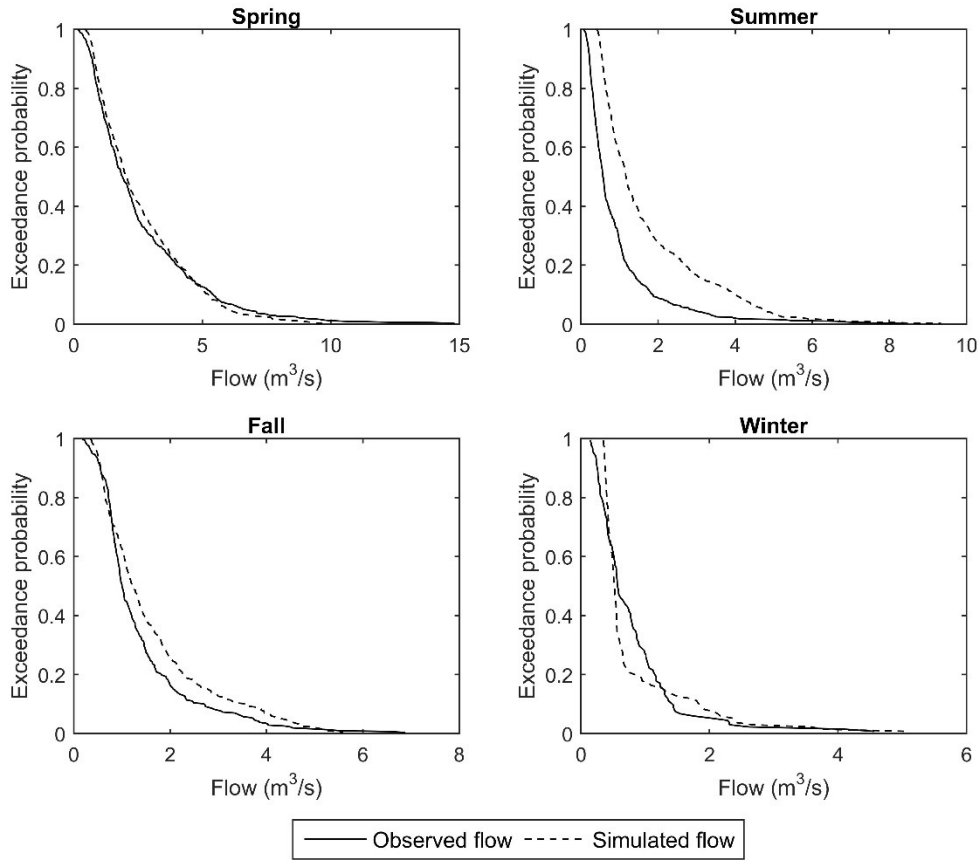


Fig. 7.5. Seasonal flow-duration curves at the hydrometric station located on the Du Berger River for the validation period (1983-1995).

7.4.1.1 Multi-temporal calibration

The comparison between the GOFIs characterizing the multi-temporal and standard calibration (Table 7.3) does not reflect a systematic gain in calibration performance when using the multi-temporal calibration method, except for the P-Bias at the Jaune River hydrometric station, which shows larger absolute values with the standard calibration method (C: -8.28% V: -7.89%) than with the multi-temporal calibration (C: -4.41%, V: -3.27%).

7.4.2 Simulation

The results of the sub-watershed analysis of wetland evolution showed that the Jaune River sub-watershed knew the most important decrease in wetland areas among sub-watersheds (-44%). A visual comparison between 1978 and 2014 flow duration-curves (Fig. 7.6 to Fig. 7.8) at the outlet of this sub-watershed shows that the distances between the curves of pairs of simulations are

smaller for the 2014 than for the 1978 scenario, which means that low flow support and high flow attenuation were more important in 1978, and especially for the summer period.

The contribution of wetlands to low flow support for the winter period between pairs of simulations decreased from 7% to 5% and 6% to 5%, for Q_{2-7} and Q_{5-30} respectively (Table 7.4, top), while it increased from 2% to 5% for Q_{10-7} . Meanwhile, for the summer period (Table 7.4, bottom), the reductions were more substantial, as anticipated: the Q_{2-7} went from 28% to 18% and the Q_{5-30} decreased from 14% to 7%, while the Q_{10-7} remained globally stable, with a slight increase from 12% at 13%. These different results obtained for the Q_{10-7} can be explained by the very small values associated with this low flow indicator, for which the evolution might not be perceptible. On the other hand, for high flow attenuation (Table 7.5), the differences between high flow indicators between pairs of simulations also decreased from 20% to 10%, 21% to 15% and 35% to 25%, for Q_2 , Q_{20} , Q_{100} , respectively.

The Wilcoxon rank sum test ($p < 0.05$), which tested equality of medians, revealed that the decrease in low flow support was significant for the Hurons and the Jaune sub-watersheds for the summer, for summer only The increase in low flow support was also significant for the Nelson, Lorette, Du Berger and Saint-Charles sub-watersheds. The decrease or increase in high flow attenuation was also significant for all sub-watersheds, except at the Nelson outlet.

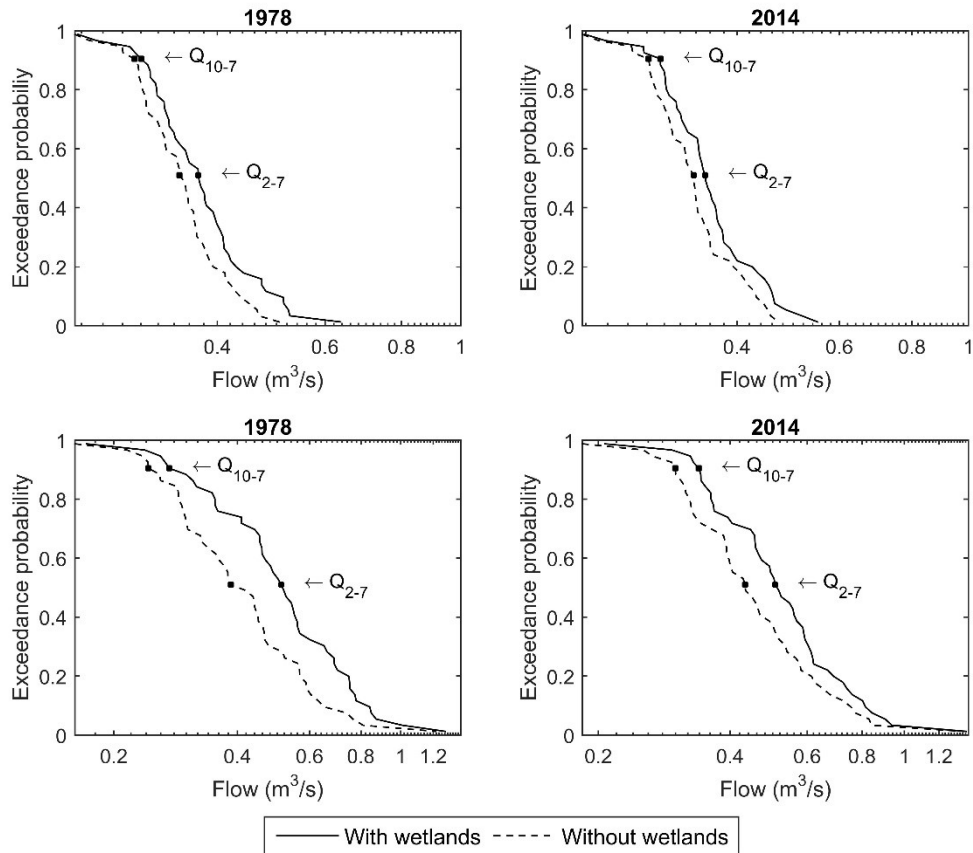


Fig. 7.6. Flow-duration curves of annual 7-day winter (top) and summer (bottom) low flows at the outlet of the Jaune River sub-watershed for the land cover scenarios of 1978 (left) and 2014 (right).

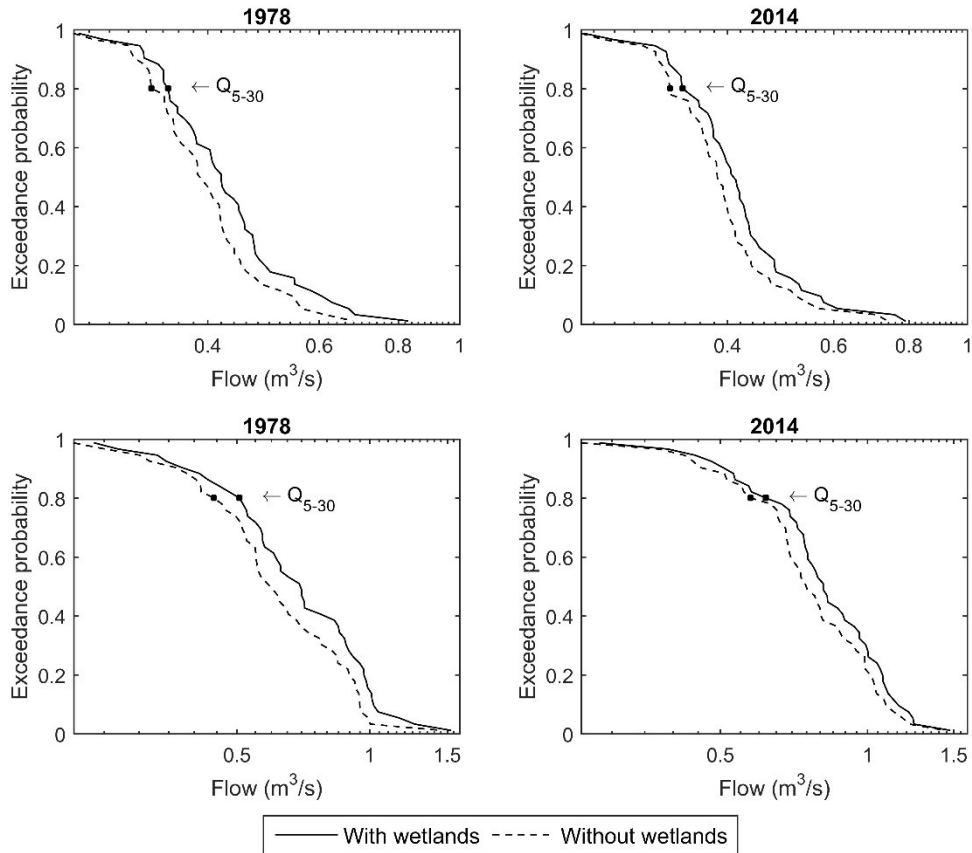


Fig. 7.7. Flow-duration curves of annual 30-day winter (top) and summer (bottom) low flows at the outlet of the Jaune River sub-watershed for the land cover scenarios of 1978 (left) and 2014 (right).

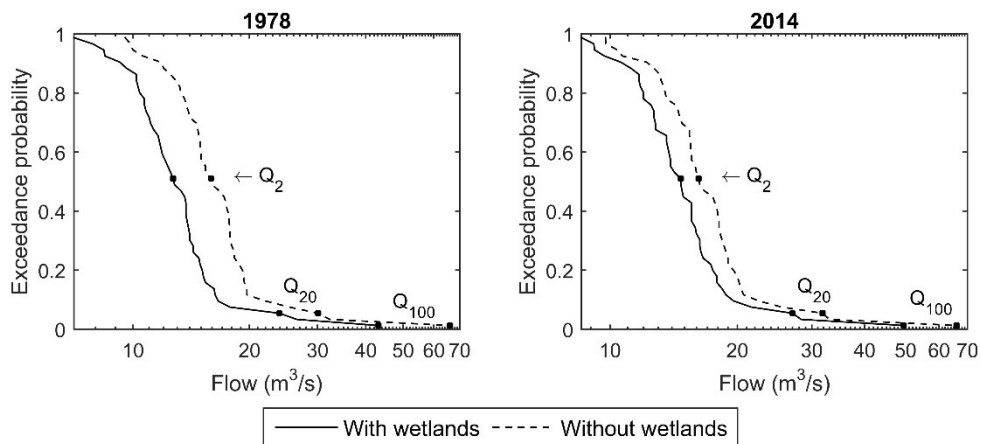


Fig. 7.8. Flow-duration curves of annual high flows at the outlet of the Jaune River sub-watershed for the land cover scenarios of 1978 (left) and 2014 (right).

Table 7.4. Impact of wetlands (%) on winter (top) and summer (bottom) low flow support with respect to the following flow indicators: Q_{2-7} , Q_{10-7} and Q_{5-30} . The last column introduces the change in wetland area between 1978 and 2014. The asterisk refers to a significant difference between the increase of the Q_{2-7} in 1978 and 2014.

<i>Location of interest</i>	<i>1978</i>			<i>2014</i>			<i>Evolution</i>	
Winter								
	Q_{2-7}	Q_{10-7}	Q_{5-30}	Q_{2-7}	Q_{10-7}	Q_{5-30}	Low flow support	Wetland
St. Charles outlet	4	3	3	8*	4	3	↑	-15%
Des Hurons outlet	3	2	2	4	1	2	≈	-40%
Jaune outlet	7	2	6	5	5	5	↓	-44%
Nelson outlet	4	3	2	9*	6	6	↑	-8%
Lorette outlet	7	10	3	17*	17	14	↑	+45%
Du Berger outlet	3	4	2	8*	6	9	↑	+1%
Water intake location	3	1	2	6	2	5	↑	-30%
Summer								
	Q_{2-7}	Q_{10-7}	Q_{5-30}	Q_{2-7}	Q_{10-7}	Q_{5-30}	Low flow support	Wetland
St. Charles outlet	14	8	2	16*	20	7	↑	-15%
Des Hurons outlet	15	6	6	12*	8	4	↓	-40%
Jaune outlet	28	12	14	18*	13	7	↓	-44%
Nelson outlet	22	15	4	31*	32	7	↑	-8%
Lorette outlet	37	40	11	53*	86	15	↑	+45%
Du Berger outlet	11	19	4	38*	47	1	↑	+1%
Water intake location	12	7	3	13	12	5	↑	-30%

Table 7.5. Impact of wetlands (%) on high flow attenuation with respect to the following flow indicators: Q_2 , Q_{20} and Q_{100} . The last column introduces the change in wetland area between 1978 and 2014. The asterisk refers to a significant difference between the attenuation of the Q_2 in 1978 and 2014.

<i>Location of interest</i>	<i>1978</i>			<i>2014</i>			<i>Evolution</i>	
	Q_2	Q_{20}	Q_{100}	Q_2	Q_{20}	Q_{100}	High flow attenuation	Wetland
St. Charles outlet	-15	-22	-26	-16*	-18	-20	↓	-15%
Des Hurons outlet	-24	-25	-35	-15*	-12	-21	↓	-40%

Jaune outlet	-20	-21	-35	-10*	-15	-25	↓	-44%
Nelson outlet	-29	-26	-34	-28*	-28	-34	≈	-8%
Lorette outlet	-15	-17	-15	-23*	-26	-23	↑	+45%
Du Berger outlet	-16	-26	-31	-27*	-23	-35	↑	+1%
Water intake location	-21	-21	-29	-16*	-17	-18	↓	-30%

7.5 Discussion

The evolution of low flow support and high flow attenuation over the 1978-2014 period can be compared with the evolution of the area occupied by wetlands at the sub-watershed scale (Fig. 7.9, see Blanchette et al. (To be submitted) for further details on the evolution of wetland areas at the watershed scale). The impact of wetlands on high flow attenuation for most sub-watersheds was coherent with the evolution of wetlands areas (an increase in wetland area leading to an increase in the hydrological services and a decrease in wetland area leading to a decrease in the hydrological services). The Lorette sub-watershed, which is known for recent flooding in 2005 and 2013 in the downstream urbanized area (Ville de Québec 2017), would particularly benefit from an increase in wetland area. For low flow support, the Des Hurons, Jaune, Lorette and Du Berger River sub-watersheds, a decrease in wetland areas is associated with a decrease in low flow support, whereas an increase in wetland areas is reflected by an increase in low flow support. However, considering low flow support, two sub-watersheds present reverse tendencies, namely those of the St. Charles and the Nelson outlets, where the decrease in wetland areas was associated with a significant increase in their capacity to support low flows.

To explain these reverse tendencies, a few hypotheses would need further exploration. The evolution of the drainage areas of wetlands and their conversion into impervious surfaces should be further investigated. With respect to the St. Charles River outlet, the wetland areas underwent a decrease from 12% to 10% of the watershed surface area. However, this net decrease can be decomposed in: (i) losses in some parts of the watershed, and (ii) small gains in other emplacements that are strategically important for river flow routing, which could explain why an increase in their drainage areas was observed. This also suggests that the loss of wetlands could have modified locally the path of water. Moreover, the Saint-Charles and Nelson sub-watersheds have been characterized by an important increase in urban areas between 1978 and 2014, from 5% to 16% and from 34% to 56%, respectively. Since HYDROTEL does not take into account

urban drainage, results for these sub-watersheds should be taken with care. The second hypothesis refers to the small absolute flow indicator values for the two pairs of simulations, which could lead to an exaggerated relative impact of wetlands. This could also explain why the reverse tendencies are observed more frequently for low flows. For example, at the Nelson River outlet where the wetland areas decreased from 19% to 18%, the Q_{10-7} was $0.28 \text{ m}^3/\text{s}$ with the contribution of wetlands and $0.25 \text{ m}^3/\text{s}$ without, which represents an increase of the low flow indicator of $0.03 \text{ m}^3/\text{s}$ with the contribution of wetlands, in 1978. In 2014, the same low flow indicator was $0.30 \text{ m}^3/\text{s}$ and $0.25 \text{ m}^3/\text{s}$, with and without the contribution of wetlands, respectively, an increase of $0.05 \text{ m}^3/\text{s}$. As a result, the increase between 1978 and 2014 can be considered as negligible. Another element that could explain reverse tendencies is related to the concept of equifinality in the calibration process. The use of DDS algorithm leads to multiple solution for an optimized value of the objective function, in our case the NSE or NSE-LOG. In this case, one set of calibration parameters was retained among other possible outputs. These parameters might have an impact on the simulated processes and consequently, on the simulated flows (Foulon and Rousseau 2018).

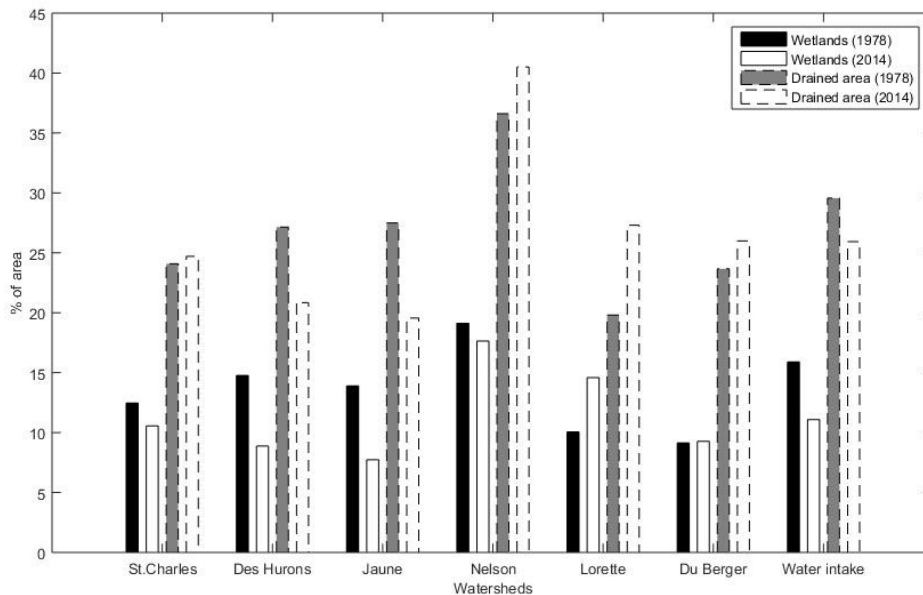


Fig. 7.9. Evolution of wetlands and their drainage areas at the sub-watershed scale, between 1978 and 2014.

The calibration performance of the Du Berger sub-watershed highlights the challenges facing hydrological modelling in urbanized watersheds (Salvadore et al. 2015). The lower values obtained for the Du Berger sub-watershed may be due to the important urban land cover of the

sub-watershed (45%), where the path of water from rainfall to runoff is not driven by the same processes as in other land cover, but is rather controlled by urban drainage systems and storm water management practices (St-Hilaire et al. 2015). Unfortunately, at this point, urban drainage systems are not accounted for explicitly in the current computational modules of HYDROTEL. This is reflected by the positive P-Bias, which implies that the simulated flows are larger than the observed flows. This is due to the current urban drainage system implemented in Quebec City which controls combined sewer overflows using underground reservoirs and routes most of the storm runoff to a wastewater treatment plant located beyond the sub-watershed boundary (Pleau et al. 2005, Fradet et al. 2011). In order to increase the calibration performance for urbanized sub-watersheds, future work will focus on integrating the urban drainage system into the model.

7.6 Conclusion

The scope of this paper was to quantitatively assess whether the changes in wetland surface area within the St. Charles River watershed between 1978 and 2014 were reflected on the aforementioned hydrological services. To meet this objective, the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform was used to simulate flows with and without wetlands, based on land cover and wetland scenarios representing the 1978 to 2014 period.

Results confirmed that, the evolution of wetlands has had an effect on the capacity of the St. Charles River watershed to support low flows and attenuate high flows. For some locations of interest, the loss of wetlands was accompanied by a significant reduction in both hydrological services, while for others, an increase in wetland areas induced an increase in hydrological services. For example, for the Lorette sub-watershed, which was affected by flooding in the last decades, an increase of 45% of wetland areas was reflected by an increase in both low flow support and high flow attenuation. Unexpectedly, for low flow indicators, some locations of interest show a reverse tendency, that is for the outlets of the St. Charles River and Nelson River. These reverse tendencies could be explained by the important increase of impervious surfaces in the drainage areas of the wetlands and by the absolute values of low flow indicators.

This paper also presents a novel approach that was introduced as a multi-temporal calibration strategy, taking advantage of the multiple land cover scenarios available for this project. The resulting GOFs are associated with good to satisfactory calibration performances, with a slight gain in performance compared to a standard calibration.

The conclusions of this paper lead to new questions on the evolution of the studied hydrological services provided by wetlands. Besides increasing the ability of HYDROTEL to reproduce observed flows in urbanized watersheds, future work will focus on identifying groups of wetlands to be protected to ensure basic hydrological services. The groups will be defined in terms of spatial attributes such as location and drainage area. Future wetland cover scenarios could be generated to predict the impact of land cover and increasing wetland area on their ensuing hydrological services. Moreover, while this upcoming study will primarily focus on low flow support and high flow attenuation, additional hydrological services, namely sediment retention and water quality improvement will be investigated as well. The potential for pursuing additional studies is promising and it is clear that increasing our understanding of the hydrological services provided by wetlands will be beneficial to municipal land planning.

7.7 Acknowledgments

The authors would like to thank Ville de Québec for providing precipitation data and hydrometric data for the Lorette River sub-watershed. Financial support for this project was provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council (NSERC) of Canada through the Discovery Grant Program (A.N. Rousseau, principal investigator).

PARTIE III. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Ali, G., C. Birkel, D. Tetzlaff, C. Soulsby, J. J. McDonnell, and P. Tarolli. 2014. "A comparison of wetness indices for the prediction of observed connected saturated areas under contrasting conditions." *Earth Surface Processes and Landforms* 39 (3):399-413. doi: 10.1002/esp.3506.
- Amani, Meisam, Bahram Salehi, Sahel Mahdavi, Jean Elizabeth Granger, Brian Brisco, and Alan Hanson. 2017. "Wetland Classification Using Multi-Source and Multi-Temporal Optical Remote Sensing Data in Newfoundland and Labrador, Canada." *Canadian Journal of Remote Sensing* 43 (4):360-373. doi: 10.1080/07038992.2017.1346468.
- Andersen, R., S. J. Chapman, and R. R. E. Artz. 2013. "Microbial communities in natural and disturbed peatlands: A review." *Soil Biology & Biochemistry* 57:979-994. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.10.003.
- APEL. 2015. Introduction aux enjeux de la prise d'eau potable de la rivière Saint-Charles. Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord. 14 p.
- Baatz, M. , and A. Schäpe. 2000. "Multiresolution Segmentation—An optimization approach for high quality multi-scale image segmentation." *In Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII, Wichmann: Heidelberg, Germany:12-23.*
- Bazoge, A., D. Lachance, and C. Villeneuve. 2014. Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. edited by de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques Ministère du Développement durable, Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau. Québec. 64 p. + annexes
- Beaulieu, J., P. Dulude, I. Falardeau, S. Murray, and C. Villeneuve. 2014a. Cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Québec (mise à jour 2013). Québec: Canards Illimités Canada et le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs.
- Beaulieu, J., P. Dulude, I. Falardeau, S. Murray, and C. Villeneuve. 2014b. Cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Québec (mise à jour 2013) - Rapport technique. Québec: Canards Illimités Canada et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs. 54 p.
- Beaulieu, J., S. Murray, and C. Villeneuve. 2012. Cartographie détaillée des milieux humides du territoire du centre du Québec - Rapport de synthèse. Québec: Canards Illimités - bureau du Québec et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs.
- Beven, K., and M. Kirkby. 1979. "A physically-based, variable contributing area model of basin hydrology." *Hydrological Sciences Bulletin* 24:43-69.
- Blanchette, M., A. N. Rousseau, and M. Poulin. To be submitted.
- Blaschke, T. 2010. "Object based image analysis for remote sensing." *Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 65 (1):2-16. doi: 10.1016/j.isprs.2009.06.004.
- Bouda, M., A. N. Rousseau, S. J. Gumiere, P. Gagnon, B. Konan, and R. Moussa. 2014. "Implementation of an automatic calibration procedure for HYDROTEL based on prior OAT sensitivity and complementary identifiability analysis." *Hydrological Processes* 28 (12):3947-3961. doi: 10.1002/hyp.9882.

- Bouda, M., A. N. Rousseau, B. Konan, P. Gagnon, and S. J. Gumiere. 2012. "Bayesian Uncertainty Analysis of the Distributed Hydrological Model HYDROTEL." *Journal of Hydrologic Engineering* 17 (9):1021-1032. doi: 10.1061/(Asce)He.1943-5584.0000550.
- Brinson, M.M., and A.I. Malvarez. 2002. "Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats." *Environmental Conservation* 29 (2):115-133. doi: 10.1017/S0376892902000085.
- Bullock, A., and M. Acreman. 2003. "The role of wetlands in the hydrological cycle." *Hydrology and Earth System Sciences* 7 (3):358-389. doi: 10.5194/hess-7-358-2003.
- Centre d'expertise hydrique du Québec. 2017. Données hydrométriques journalières à la station 050904. edited by de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques Ministère du Développement durable. Québec.
- Chasmer, Laura, Christopher Hopkinson, Joshua Montgomery, and Richard Petrone. 2016. "A Physically Based Terrain Morphology and Vegetation Structural Classification for Wetlands of the Boreal Plains, Alberta, Canada." *Canadian Journal of Remote Sensing* 42 (5):521-540. doi: 10.1080/07038992.2016.1196583.
- Corcoran, J. M., J. F. Knight, and A. L. Gallant. 2013. "Influence of Multi-Source and Multi-Temporal Remotely Sensed and Ancillary Data on the Accuracy of Random Forest Classification of Wetlands in Northern Minnesota." *Remote Sensing* 5 (7):3212-3238. doi: 10.3390/rs5073212.
- Costanza, Robert, Rudolf de Groot, Paul Sutton, Sander van der Ploeg, Sharolyn J. Anderson, Ida Kubiszewski, Stephen Farber, and R. Kerry Turner. 2014. "Changes in the global value of ecosystem services." *Global Environmental Change* 26:152-158. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.
- Couillard, L., and P. Grondin. 1986. *La végétation des milieux humides du Québec*. Québec: Les publications du Québec.
- Cowardin, L.M., V. Carter, and F.C. Golet. 1979. classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. Washington, D.C.: U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. 131 p.
- Davidson, Nick C. 2014. "How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area." *Marine and Freshwater Research* 65 (10):934-941. doi: 10.1071/mf14173.
- DeFries, R., and K. N. Eshleman. 2004. "Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future." *Hydrological Processes* 18 (11):2183-2186. doi: 10.1002/hyp.5584.
- Dikau, R. 1989. "The application of a digital relief model to landform analysis in geomorphology." In *Three dimensional applications in geographical information systems*, edited by J. Raper, 51-77. Philadelphia: Taylor and Francis.
- Direction des inventaires forestiers. 2015. Norme de photo-interprétation, Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 151 p.
- Dissanska, M. 2012. "Changements de la structure spatiale des tourbières du complexe Lagrande depuis cinquante ans observés au moyen d'images satellitaires panchromatiques à très haute résolution et de photos aériennes." Doctorat en sciences de l'eau, Institut National de la Recherche Scientifique - Centre Eau Terre Environnement. 159 pages

- Dissanska, M., M. Bernier, and S. Payette. 2009. "Object-based classification of very high resolution panchromatic images for evaluating recent change in the structure of patterned peatlands." *Canadian Journal of Remote Sensing* 35 (2):189-215.
- Dissanska, M., M. Bernier, A. N. Rousseau, K. Chokmani, and S. Jutras. 2007. Étude de la connectivité physique des tourbières au réseau hydrographique du bassin versant de la grande rivière à l'aide d'une classification orienté-objet d'images Landsat-7 ETM+. Institut national de la recherche scientifique - Centre Eau Terre Environnement. 63 p.
- Dixon, M. J. R., J. Loh, N. C. Davidson, C. Beltrame, R. Freeman, and M. Walpole. 2016. "Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends index." *Biological Conservation* 193 (1):27-35. doi: 10.1016/j.biocon.2015.10.023.
- Dronova, I. 2015. "Object-Based Image Analysis in Wetland Research: A Review." *Remote Sensing* 7 (5):6380-6413. doi: 10.3390/rs70506380.
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). ArcGIS for Desktop 10.2, Redlands, California, USA. <https://www.esri.com/>
- Fickas, Kate C., Warren B. Cohen, and Zhiqiang Yang. 2015. "Landsat-based monitoring of annual wetland change in the Willamette Valley of Oregon, USA from 1972 to 2012." *Wetlands Ecology and Management* 24 (1):73-92. doi: 10.1007/s11273-015-9452-0.
- Fortin, J.-P., and A. Royer. 2004. Le modèle hydrologique HYDROTEL Bases théoriques. Institut national de la recherche scientifique.
- Fortin, J. P., R. Turcotte, S. Massicotte, R. Moussa, J. Fitzback, and J.-P. Villeneuve. 2001. "Distributed Watershed Model Compatible with Remote Sensing and GIS Data. I: Description of Model." *Journal of Hydrologic Engineering* 6 (2):91-99. doi: 10.1061/(asce)1084-0699(2001)6:2(91).
- Fossey, M. 2016. "Contribution à un cadre de modélisation hydrologique des milieux humides des Basses-terres du Saint-Laurent : fonctionnement, dynamique et impacts en contexte de changement climatique." Doctorat en sciences de l'eau, Institut National de la Recherche Scientifique - Centre Eau Terre Environnement. 173 p.
- Fossey, M., and A. N. Rousseau. 2016a. "Assessing the long-term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed." *Journal of Hydrology* 541:1287-1302. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.08.032.
- Fossey, M., and A. N. Rousseau. 2016b. "Can isolated and riparian wetlands mitigate the impact of climate change on watershed hydrology? A case study approach." *J Environ Manage* 184 (Pt 2):327-339. doi: 10.1016/j.jenvman.2016.09.043.
- Fossey, M., A. N. Rousseau, F. Bensalma, S. Savary, and A. Royer. 2015. "Integrating isolated and riparian wetland modules in the PHYSITEL/HYDROTEL modelling platform: model performance and diagnosis." *Hydrological Processes* 29 (22):4683-4702. doi: 10.1002/hyp.10534.
- Fossey, M., A. N. Rousseau, and S. Savary. 2016. "Assessment of the impact of spatio-temporal attributes of wetlands on stream flows using a hydrological modelling framework: a theoretical case study of a watershed under temperate climatic conditions." *Hydrological Processes* 30 (11):1768-1781. doi: 10.1002/hyp.10750.
- Foulon, E., and A. N. Rousseau. 2018. "Equifinality and automatic calibration: What is the impact of hypothesizing an optimal parameter set on modelled hydrological processes?" *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*. doi: 10.1080/07011784.2018.1430620.

- Fournier, R. A., M. Grenier, A. Lavoie, and R. Helie. 2007. "Towards a strategy to implement the Canadian Wetland Inventory using satellite remote sensing." *Canadian Journal of Remote Sensing* 33 (S1):S1-S16.
- Fournier, R. A., M. Poulin, J.-P. Revéret, A. N. Rousseau, and J. Théau. 2013. Outils d'analyses hydrologique, économique et spatiale des services écologiques procurés par les milieux humides des basses terres du Saint-Laurent : adaptations aux changements climatiques. Ouranos. 114p.
- Fradet, O., M. Pleau, and C. Marcoux. 2011. "Reducing CSOs and giving the river back to the public: Innovative combined sewer overflow control and riverbanks restoration of the St. Charles River in Quebec City." *Water Sci. Technol.* 63 (2):331-338.
- Fu, Bolin, Yeqiao Wang, Anthony Campbell, Ying Li, Bai Zhang, Shubai Yin, Zefeng Xing, and Xiaomin Jin. 2017. "Comparison of object-based and pixel-based Random Forest algorithm for wetland vegetation mapping using high spatial resolution GF-1 and SAR data." *Ecological Indicators* 73:105-117. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.09.029.
- Golden, Heather E., Heather A. Sander, Charles R. Lane, Chang Zhao, Katie Price, Ellen D'Amico, and Jay R. Christensen. 2016. "Relative effects of geographically isolated wetlands on streamflow: a watershed-scale analysis." *Ecohydrology* 9 (1):21-38. doi: 10.1002/eco.1608.
- Grenier, M., A. M. Demers, S. Labrecque, M. Benoit, R. A. Fournier, and B. Drolet. 2007. "An object-based method to map wetland using RADARSAT-1 and Landsat ETM images: test case on two sites in Quebec, Canada." *Canadian Journal of Remote Sensing* 33 (S1):S28-S45.
- Groupe de travail sur les Pédo-paysages du Canada. 2010. Pédo-paysages du Canada. edited by Agriculture et Agroalimentaire Canada.
- Guo, M., J. Li, C. Sheng, J. Xu, and L. Wu. 2017. "A Review of Wetland Remote Sensing." *Sensors* 17 (4):1-36. doi: 10.3390/s17040777.
- Gupta, Hoshin V., Harald Kling, Koray K. Yilmaz, and Guillermo F. Martinez. 2009. "Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling." *Journal of Hydrology* 377 (1-2):80-91. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.08.003.
- Halabisky, Meghan, L. Monika Moskal, Alan Gillespie, and Michael Hannam. 2016. "Reconstructing semi-arid wetland surface water dynamics through spectral mixture analysis of a time series of Landsat satellite images (1984–2011)." *Remote Sensing of Environment* 177:171-183. doi: 10.1016/j.rse.2016.02.040.
- Hurd, J. D., M. S. Gilmore, S. Prisloe, and E. H. Wilson. 2006. "Tidal wetland classification from landsat imagery using an integrated pixel-based and object-based classification approach." ASPRS 2006 Annual Conference, Reno, Nevada, USA, May 1-5, 2006.
- Joly, Martin, S. Primeau, M. Sager, and A. Bazoge. 2008. Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides, Première édition. edited by de l'Environnement et des Parcs Ministère du Développement durable, Direction du patrimoine écologique et des parcs. Québec. 68
- Krause, P., D.P. Boyle, and F. Bäse. 2005. "Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment." *Advances in Geosciences* 5.
- Lang, Megan W., and Greg W. McCarty. 2009. "LiDAR intensity for improved detection of inundation below the forest canopy." *Wetlands* 29 (4):1166-1178. doi: 10.1672/08-197.1.

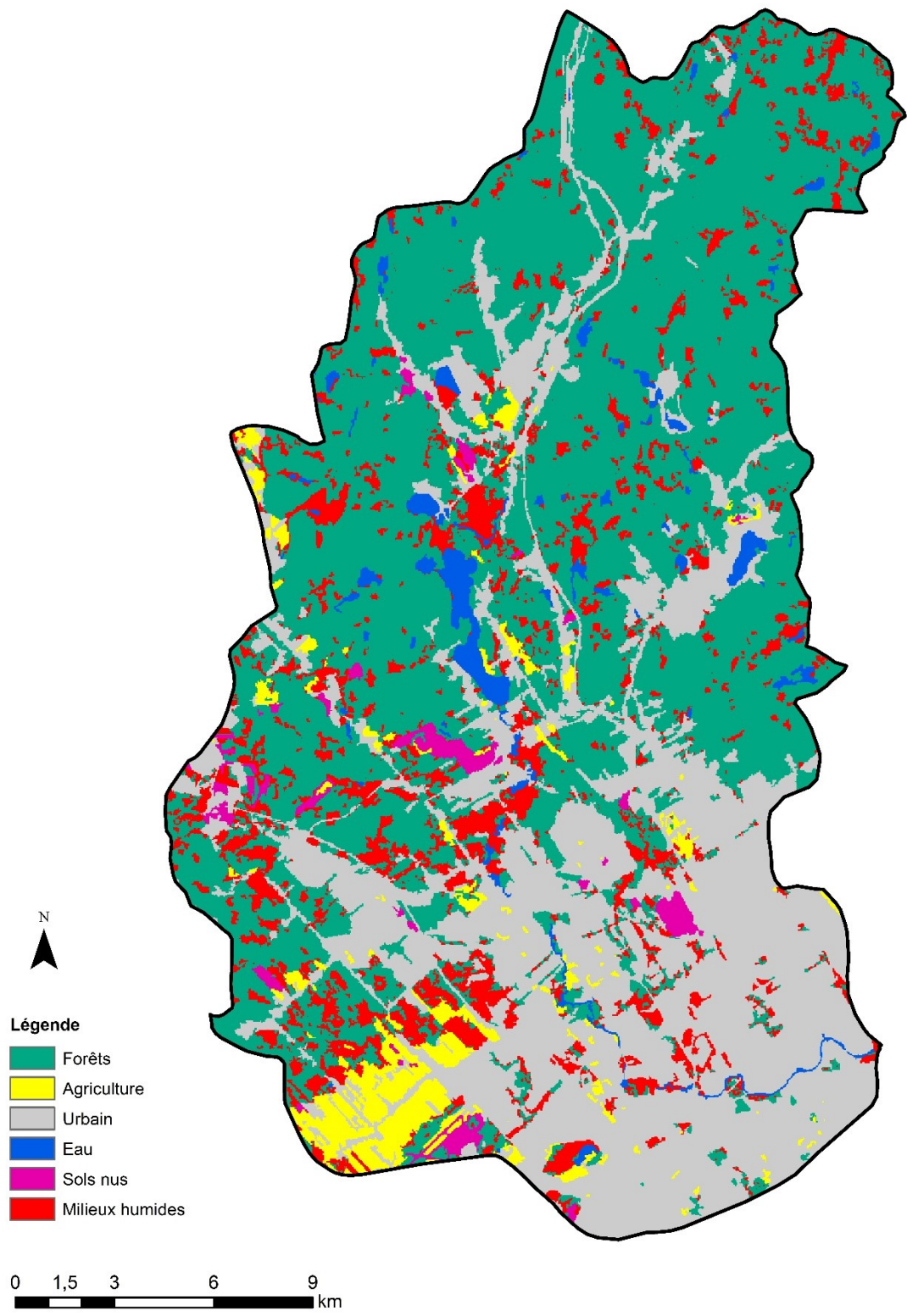
- Larousse. 1982. Grand dictionnaire encyclopédique Larousse. Paris: Librairie Larousse.
- Lecki, Natalia A., and Irena F. Creed. 2016. "Forest soil CO₂ efflux models improved by incorporating topographic controls on carbon content and sorption capacity of soils." *Biogeochemistry* 129 (3):307-323. doi: 10.1007/s10533-016-0233-5.
- Liu, Y. B., W. H. Yang, and X. X. Wang. 2008. "Development of a SWAT extension module to simulate riparian wetland hydrologic processes at a watershed scale." *Hydrological Processes* 22 (16):2901-2915. doi: 10.1002/hyp.6874.
- Maltby, E., and M. C. Acreman. 2011. "Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm." *Hydrological Sciences Journal* 56 (8):1341-1359. doi: 10.1080/02626667.2011.631014.
- Ménard, S., M. Darveau, and L. Imbeau. 2007. "Histoire de la classification des milieux humides au Québec." *Le Naturaliste canadien* 131 (2):85-90.
- Ministère des Ressources naturelles et Faune. 2014. Couche écoforestière à l'échelle 1:20 000 (4e programme -Avril 2014). edited by Direction des inventaires forestiers. Québec.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, and T. L. Veith. 2007. "Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations." *Transactions of the Asabe* 50 (3):885-900. doi: 10.13031/2013.23153.
- Nash, J. E., and J. V. Sutcliffe. 1970. "River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles." *Journal of Hydrology* 10 (3):282-290. doi: 10.1016/0022-1694(70)90255-6.
- National Wetlands Working Group. 1997. The Canadian Wetland Classification System. edited by Barry Warner and Clayton Rubec. 76
- Noel, P., A. N. Rousseau, C. Paniconi, and D. F. Nadeau. 2014. "Algorithm for Delineating and Extracting Hillslopes and Hillslope Width Functions from Gridded Elevation Data." *Journal of Hydrologic Engineering* 19 (2):366-374. doi: 10.1061/(ASCE)He.1943-5584.0000783.
- PCI Geomatics. 2016. Geomatica. <http://www.pcigeomatics.com/>
- Pellerin, S., and M. Poulin. 2013. Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable.
- Pleau, M., H. Colas, P. Lavallée, G. Pelletier, and R. Bonin. 2005. "Global optimal real-time control of the Quebec urban drainage system." *Environmental Modelling & Software* 20 (4):401-413.
- Radke, R. J., S. Andra, O. Al-Kofahi, and B. Roysam. 2005. "Image change detection algorithms: a systematic survey." *IEEE Trans Image Process* 14 (3):294-307.
- Raimbault, A. 2016. L'impact anthropique dans les zones tampons autour des milieux humides dans l'agglomération de Québec, de 1960 à 2014. Université de Bordeaux. 20 p.
- Raimbault, A., M. Poulin, and J. Cimon-Morin. 2016a. Carte d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Saint-Charles pour l'année 1965. Québec, Canada: Université Laval.
- Raimbault, A., M. Poulin, and J. Cimon-Morin. 2016b. Carte d'occupation du sol du bassin versant de la rivière Saint-Charles pour l'année 2014. Québec, Canada: Université Laval.
- Ramsar, Secrétariat de la Convention de. 2013. Le Manuel de la Convention de Ramsar: Guide de la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971), 6e édition. Gland, Suisse.

- Ramsar, Secrétariat de la Convention de. 2016. *Introduction à la Convention sur les zones humides*. Gland, Suisse.
- Rawls, W. J., and D. L. Brakensiek. 1989. "Estimation of soil water retention and hydraulic properties" in *Unsaturated flow in hydrologic modeling: Theory and practice*. . NATO Advanced Research Workshop (ARW). Series C: Mathematical and physical sciences.
- Ressources naturelles Canada. 2013. *Modèle numérique d'élévation du Canada*.
- Rousseau, A. N., J. P. Fortin, R. Turcotte, A. Royer, S. Savary, F. Quévy, P. Noël, and C. Paniconi. 2011. "PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models." *Water News - Official Magazine of the Canadian Water Resources Association* 31 (1):18-20.
- Rousseau, A. N., R. Quilbe, S. Savary, S. Ricard, J.-S. Moquet, M. S. Garbouj, and M. Duchemin. 2007. *Vulnérabilité de l'agriculture en réponse aux changements climatiques : étude de l'influence passée et future de l'occupation agricole du territoire sur le régime hydrologique et la qualité de l'eau d'un bassin versant, à l'aide d'un système de modélisation intégrée*. Québec: Institut National de la Recherche Scientifique. 374 p.
- Salvadore, E., J. Bronders, and O. Batelaan. 2015. "Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions." *Journal of Hydrology* 529:62-81. doi: 10.1016/j.jhydrol.2015.06.028.
- Savary, S., A. N. Rousseau, and R. Quilbe. 2009. "Assessing the Effects of Historical Land Cover Changes on Runoff and Low Flows Using Remote Sensing and Hydrological Modeling." *Journal of Hydrologic Engineering* 14 (6):575-587. doi: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000024.
- Singh, J., H.V. Knapp, and M. Demissie. 2004. *Hydrologic modeling of the iroquois river watershed using HSPF and SWAT*. Champaign, Illinois: Illinois State Water Survey.
- Son, N. T., C. F. Chen, N. B. Chang, C. R. Chen, L. Y. Chang, and B. X. Thanh. 2015. "Mangrove Mapping and Change Detection in Ca Mau Peninsula, Vietnam, Using Landsat Data and Object-Based Image Analysis." *Ieee Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8 (2):503-510. doi: 10.1109/Jstars.2014.2360691.
- St-Hilaire, André, Sophie Duchesne, and Alain N. Rousseau. 2015. "Floods and water quality in Canada: A review of the interactions with urbanization, agriculture and forestry." *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques* 41 (1-2):273-287. doi: 10.1080/07011784.2015.1010181.
- Tian, B., Y. X. Zhou, R. M. Thom, H. L. Diefenderfer, and Q. Yuan. 2015. "Detecting wetland changes in Shanghai, China using FORMOSAT and Landsat TM imagery." *Journal of Hydrology* 529:1-10. doi: 10.1016/j.jhydrol.2015.07.007.
- Tiner, R. W. 2016. *Wetland indicators : a guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping, Second Edition*. Boca Raton, FL: CRC Press. 606 p.
- Tolson, B. A., and C. A. Shoemaker. 2007. "Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration." *Water Resources Research* 43 (1). doi: ArtN W0141310.1029/2005wr004723.
- Trimble Germany GmbH. eCognition Developer 8, München, Germany. <http://www.ecognition.com/>
- Turcotte, R., J. P. Fortin, A. N. Rousseau, S. Massicotte, and J. P. Villeneuve. 2001. "Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and

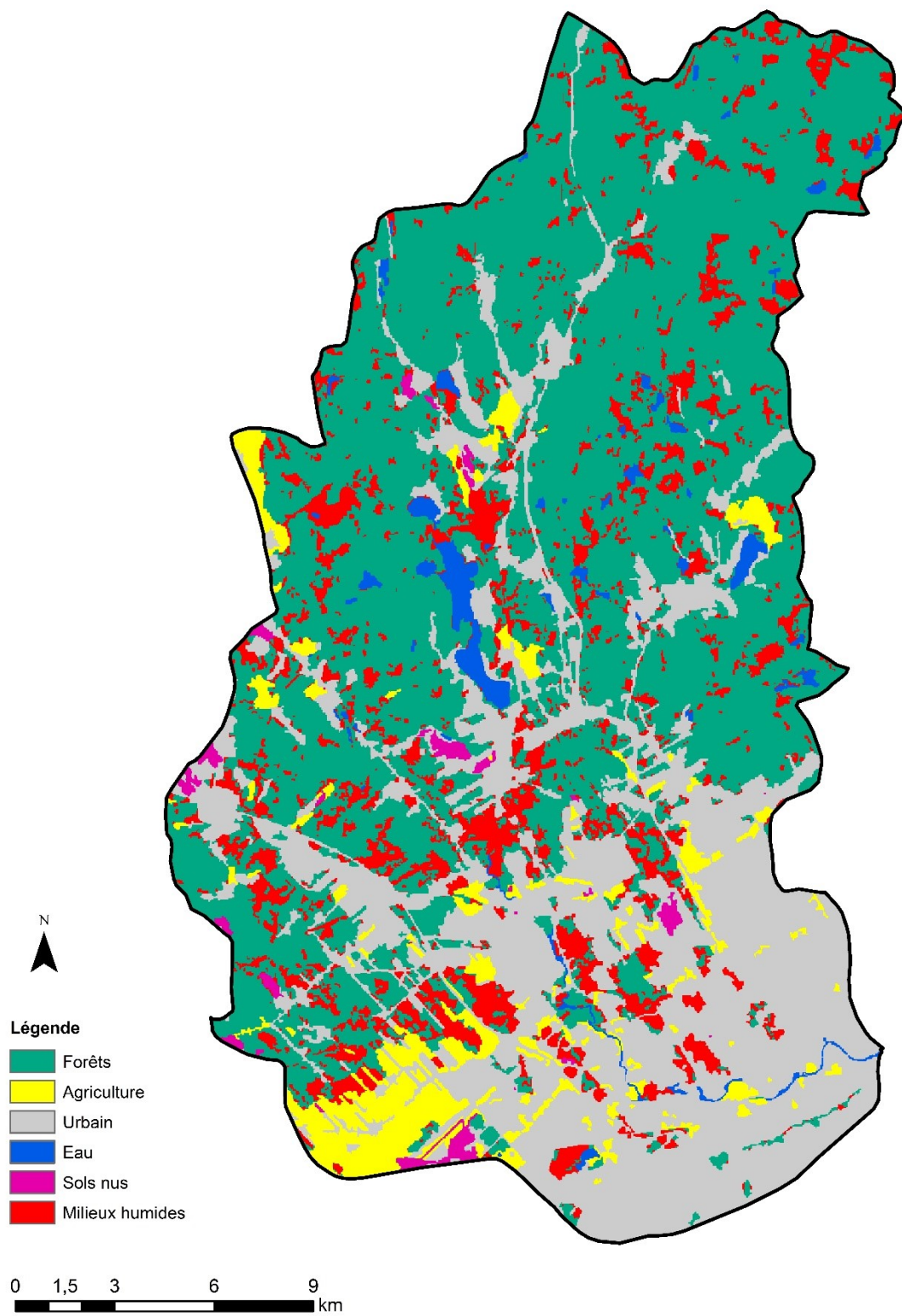
- a digital river and lake network." *Journal of Hydrology* 240 (3-4):225-242. doi: Doi 10.1016/S0022-1694(00)00342-5.
- Turcotte, R., L. G. Fortin, V. Fortin, J. P. Fortin, and J. P. Villeneuve. 2007. "Operational analysis of the spatial distribution and the temporal evolution of the snowpack water equivalent in southern Quebec, Canada." *Nordic Hydrology* 38 (3):211-234. doi: 10.2166/nh.2007.009.
- Turcotte, R., A. N. Rousseau, J.-P. Fortin, and J.-P. Villeneuve. 2003. "A Process-Oriented, Multiple-Objective Calibration Strategy Accounting for Model Structure." In *Calibration of Watershed Models*, edited by Q. Duan, H. V. Gupta, S. Sorooshian, A. N. Rousseau and R. Turcotte, 345. Washington, D. C.: American Geophysical Union.
- USGS. 2016. Landsat—Earth observation satellites (ver. 1.1, August 2016). 4 p.
- USGS. 2017. "Landsat Project Description." accessed Sep. 29, 2017. <https://landsat.usgs.gov/landsat-project-description>.
- Varin, M. 2017. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Ste-Foy, 23 mai 2017.
- Varin, M., P. Bournival, I. Duclos, and J. Fink. 2014. Identification d'étangs vernaux à l'aide du LIDAR et de la photo-interprétation. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO). 17 p. + 1 annexe
- Ville de Québec. 2017. "Ville de Québec - Inondations - Mur anti-crue de la rivière Lorette." accessed 2017-11-27. https://www.ville.quebec.qc.ca/citoyens/propriete/riviere_lorette.aspx.
- Wang, X. , W. Yang, and A. M. Melesse. 2008. "Using Hydrologic Equivalent Wetland Concept Within SWAT to Estimate Streamflow in Watersheds with Numerous Wetlands." *Transactions of the ASABE* 51 (1):55-72. doi: 10.13031/2013.24227.
- Wang, X., S. Shang, Z. Qu, T. Liu, A. M. Melesse, and W. Yang. 2010. "Simulated wetland conservation-restoration effects on water quantity and quality at watershed scale." *J Environ Manage* 91 (7):1511-25. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.02.023.
- Watson, Keri B., Taylor Ricketts, Gillian Galford, Stephen Polasky, and Jarlath O'Neil-Dunne. 2016. "Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT." *Ecological Economics* 130:16-24. doi: 10.1016/j.ecolecon.2016.05.015.
- Webster, K. L., I. F. Creed, F. D. Beall, and R. A. Bourbonniere. 2011. "A topographic template for estimating soil carbon pools in forested catchments." *Geoderma* 160 (3-4):457-467. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.10.016.
- Wilcoxon, Frank. 1945. "Individual Comparisons by Ranking Methods." *Biometrics Bulletin* 1 (6):80-83. doi: 10.2307/3001968.
- World Resources Institute. 2005. Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water Synthesis. Washington, DC. 80 p.
- Wright, Chris, and Alisa Gallant. 2007. "Improved wetland remote sensing in Yellowstone National Park using classification trees to combine TM imagery and ancillary environmental data." *Remote Sensing of Environment* 107 (4):582-605. doi: 10.1016/j.rse.2006.10.019.
- Wu, K. S., and C. A. Johnston. 2008. "Hydrologic comparison between a forested and a wetland/lake dominated watershed using SWAT." *Hydrological Processes* 22 (10):1431-1442. doi: 10.1002/hyp.6695.

- Wu, Qiusheng, Charles Lane, and Hongxing Liu. 2014. "An Effective Method for Detecting Potential Woodland Vernal Pools Using High-Resolution LiDAR Data and Aerial Imagery." *Remote Sensing* 6 (11):11444-11467. doi: 10.3390/rs61111444.
- Yapo, P. O., H. V. Gupta, and S. Sorooshian. 1996. "Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: Sensitivity to calibration data." *Journal of Hydrology* 181 (1-4):23-48. doi: Doi 10.1016/0022-1694(95)02918-4.
- Zedler, J. B., and S. Kercher. 2005. "Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability." *Annual Review of Environment and Resources* 30 (1):39-74. doi: 10.1146/annurev.energy.30.050504.144248.

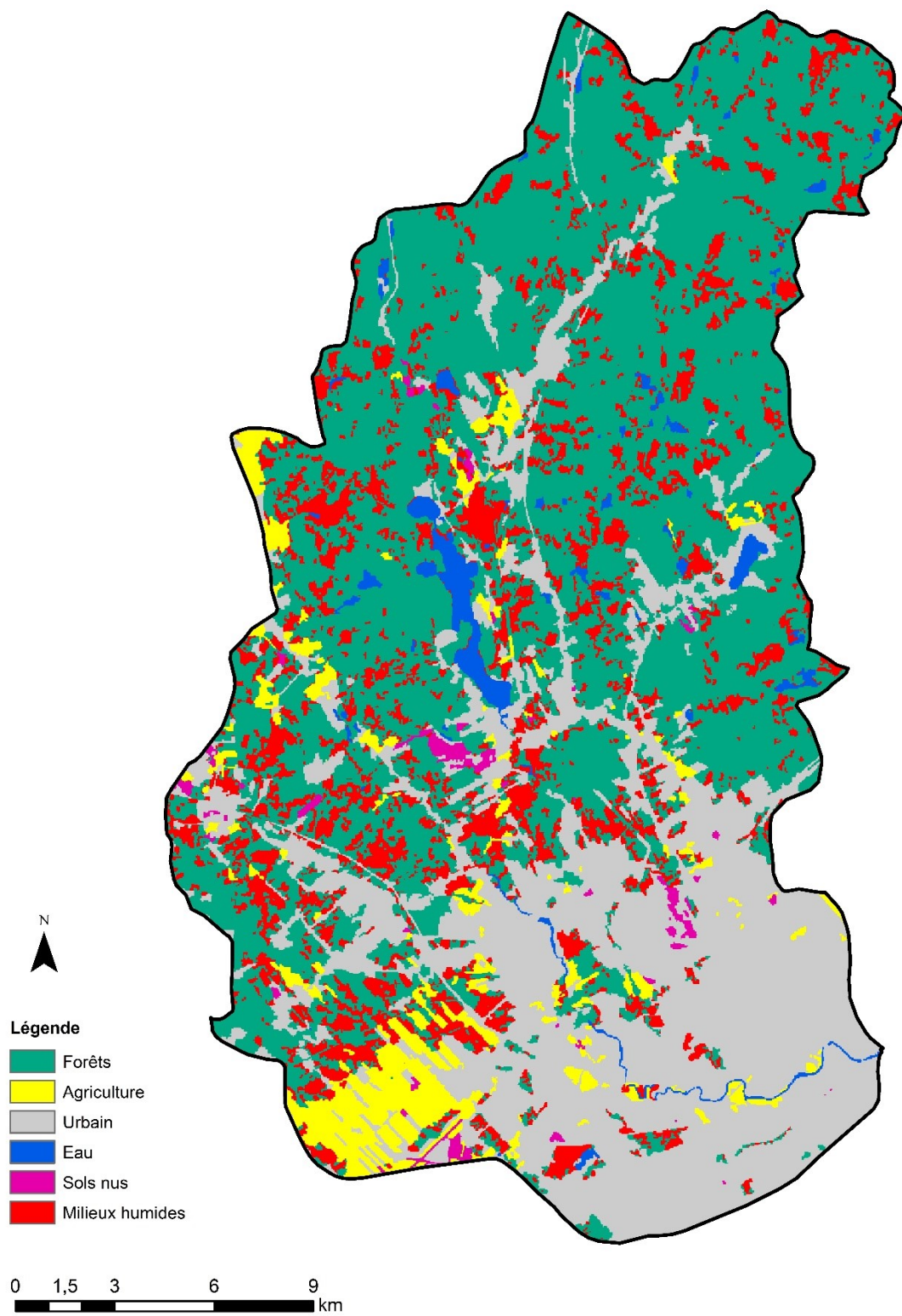
PARTIE IV. ANNEXES



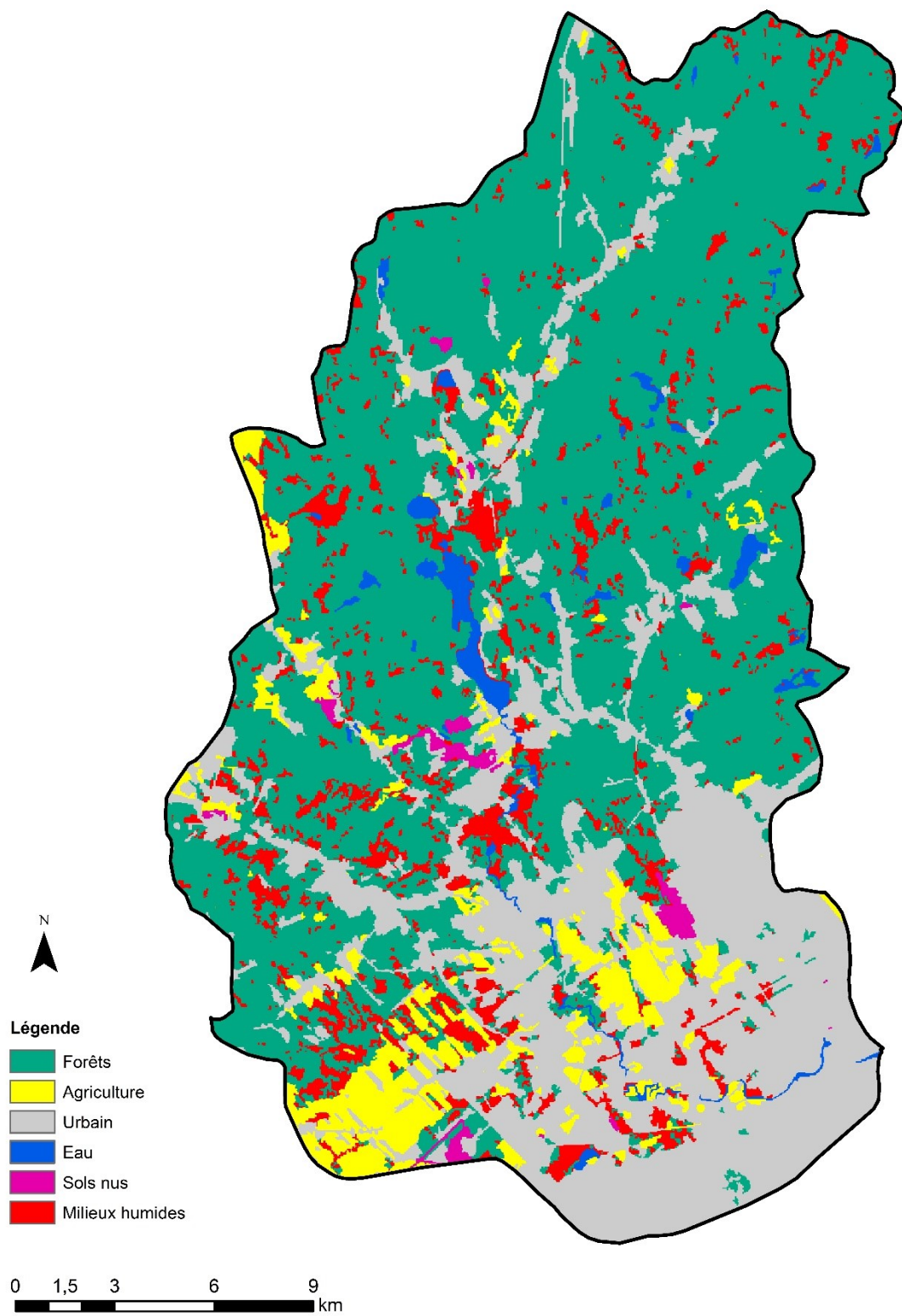
Annexe 1. Scénario d'occupation du sol (printemps 2014)



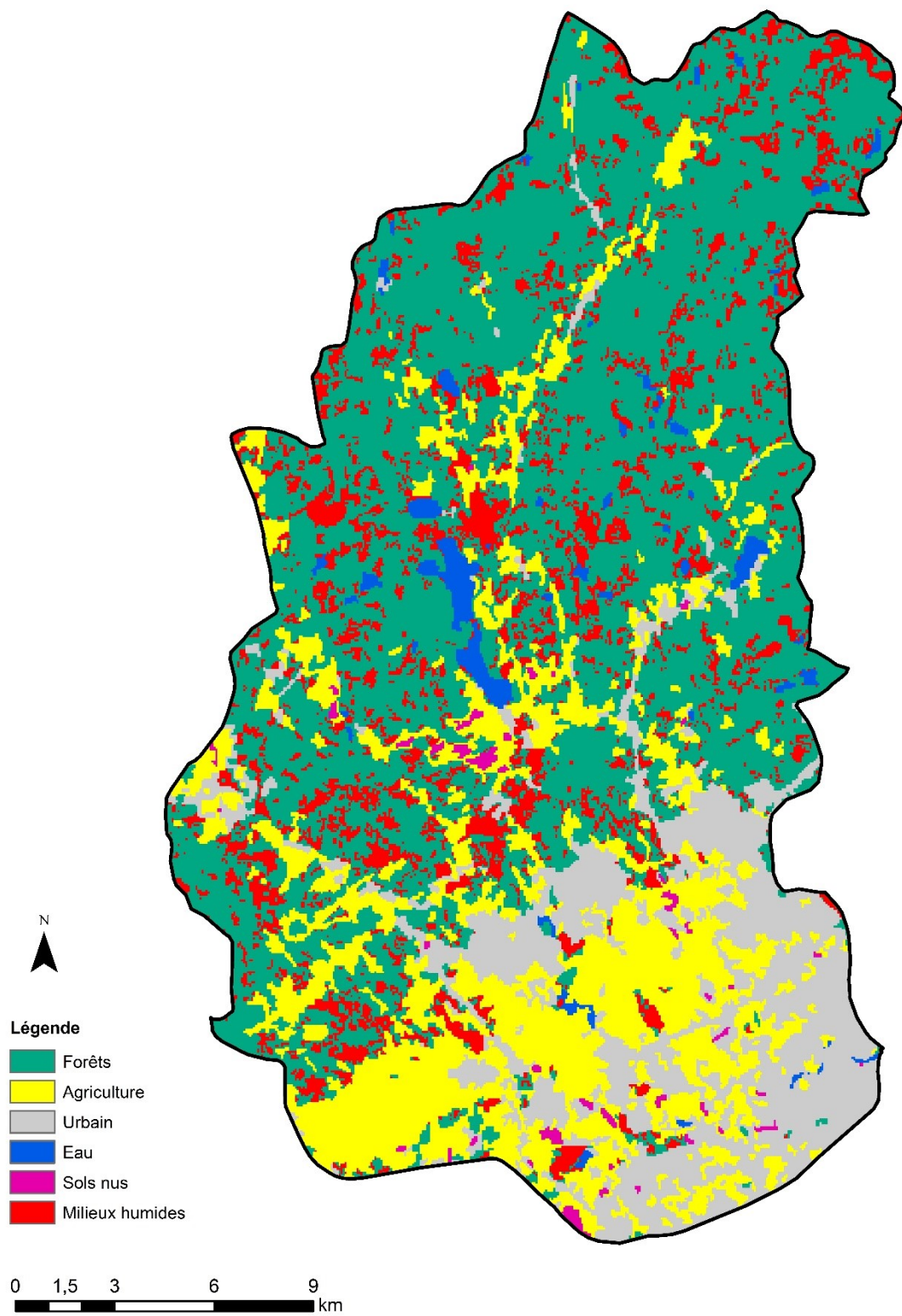
Annexe 2. Scénario d'occupation du sol (printemps 2001)



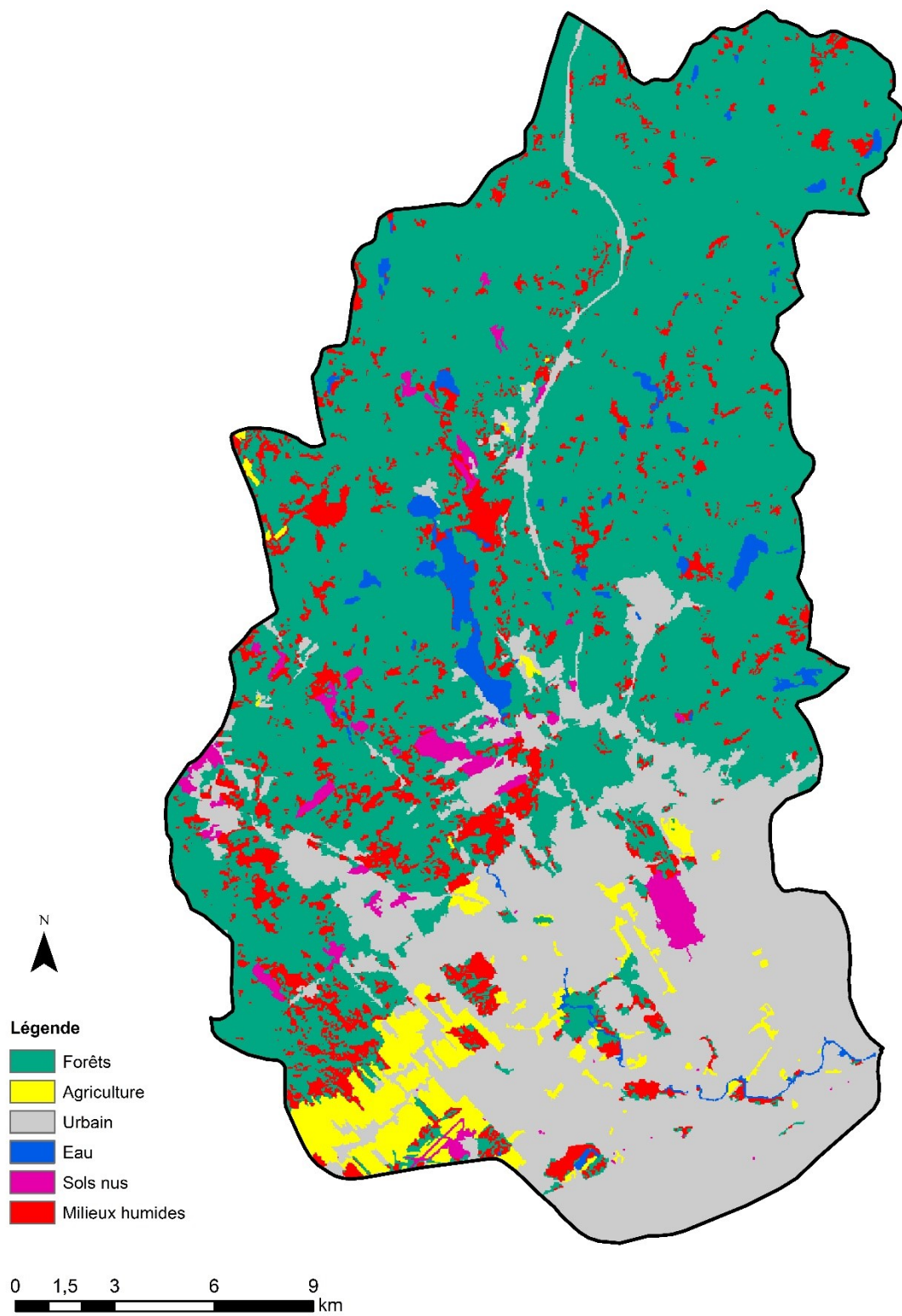
Annexe 3. Scénario d'occupation du sol (printemps 1992)



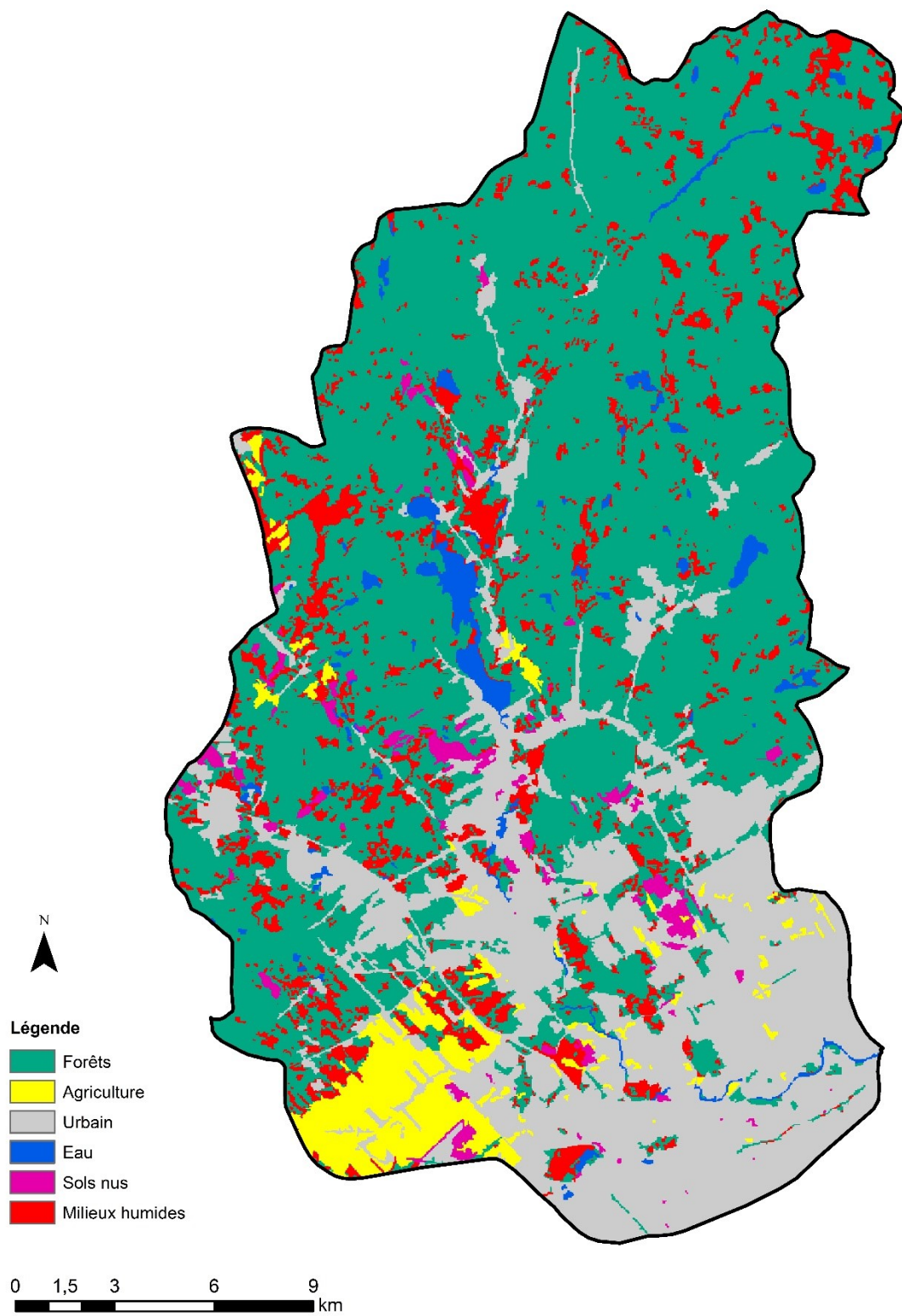
Annexe 4. Scénario d'occupation du sol (printemps 1985)



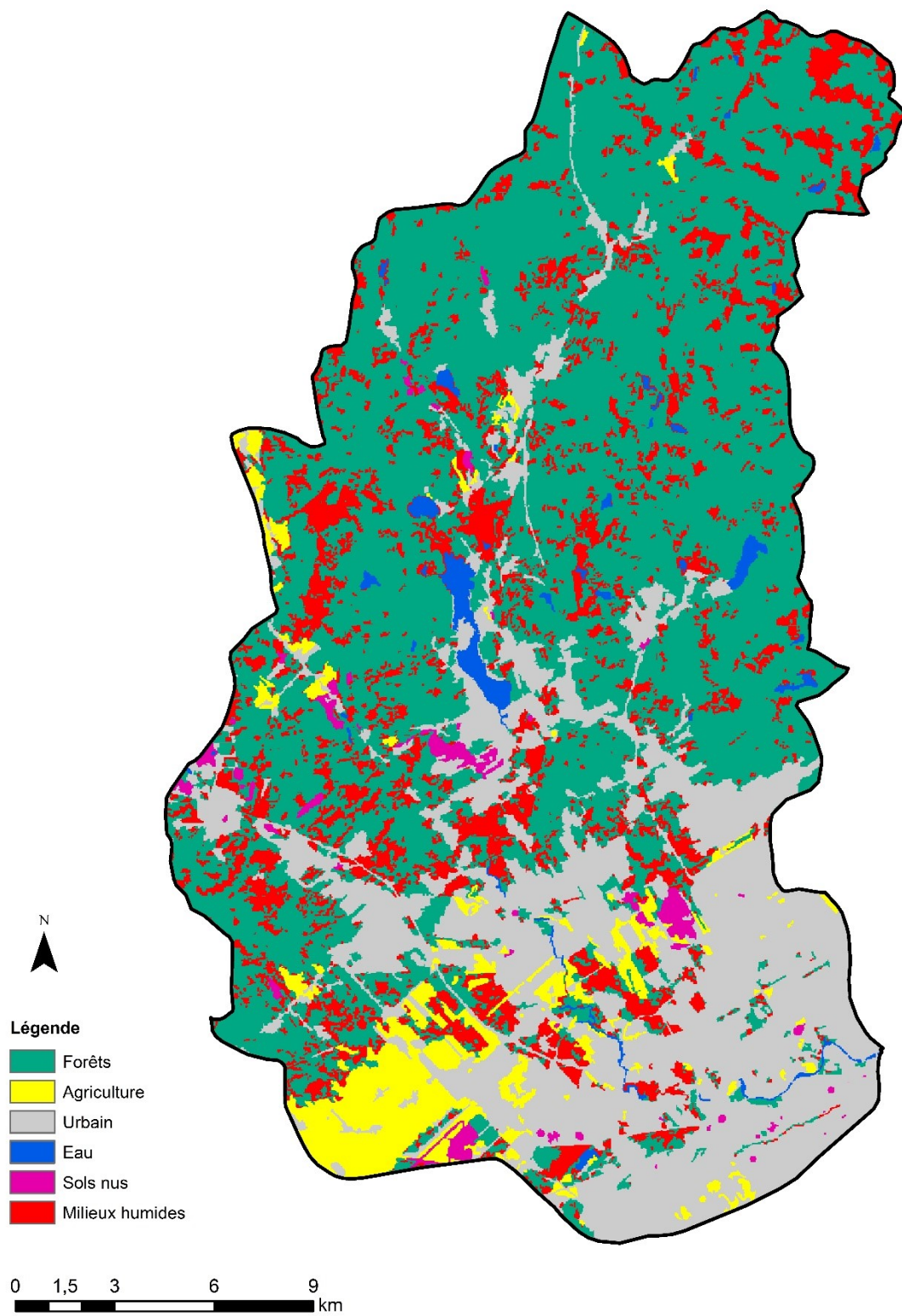
Annexe 5. Scénario d'occupation du sol (printemps 1978)



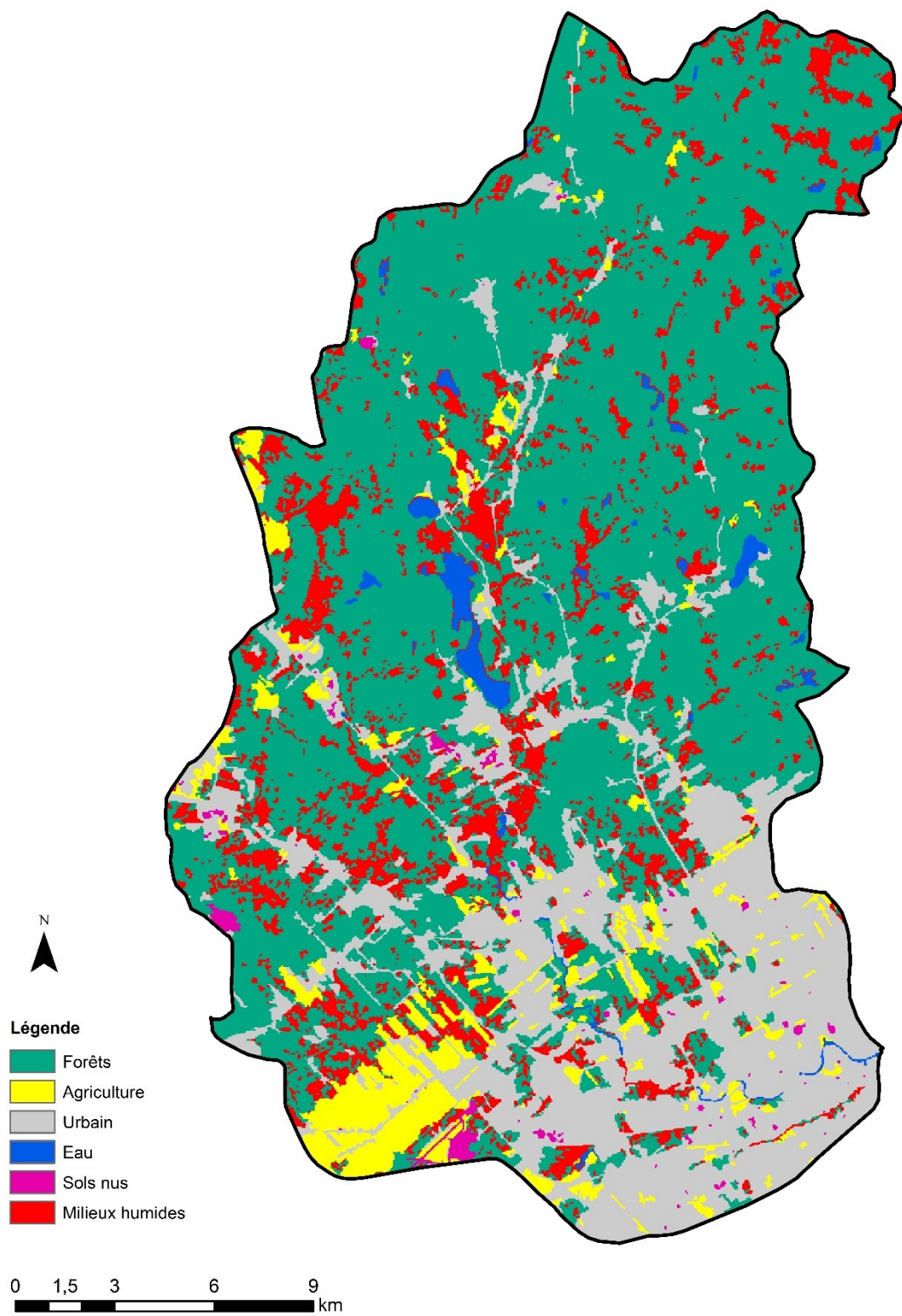
Annexe 6. Scénario d'occupation du sol (automne 2014)



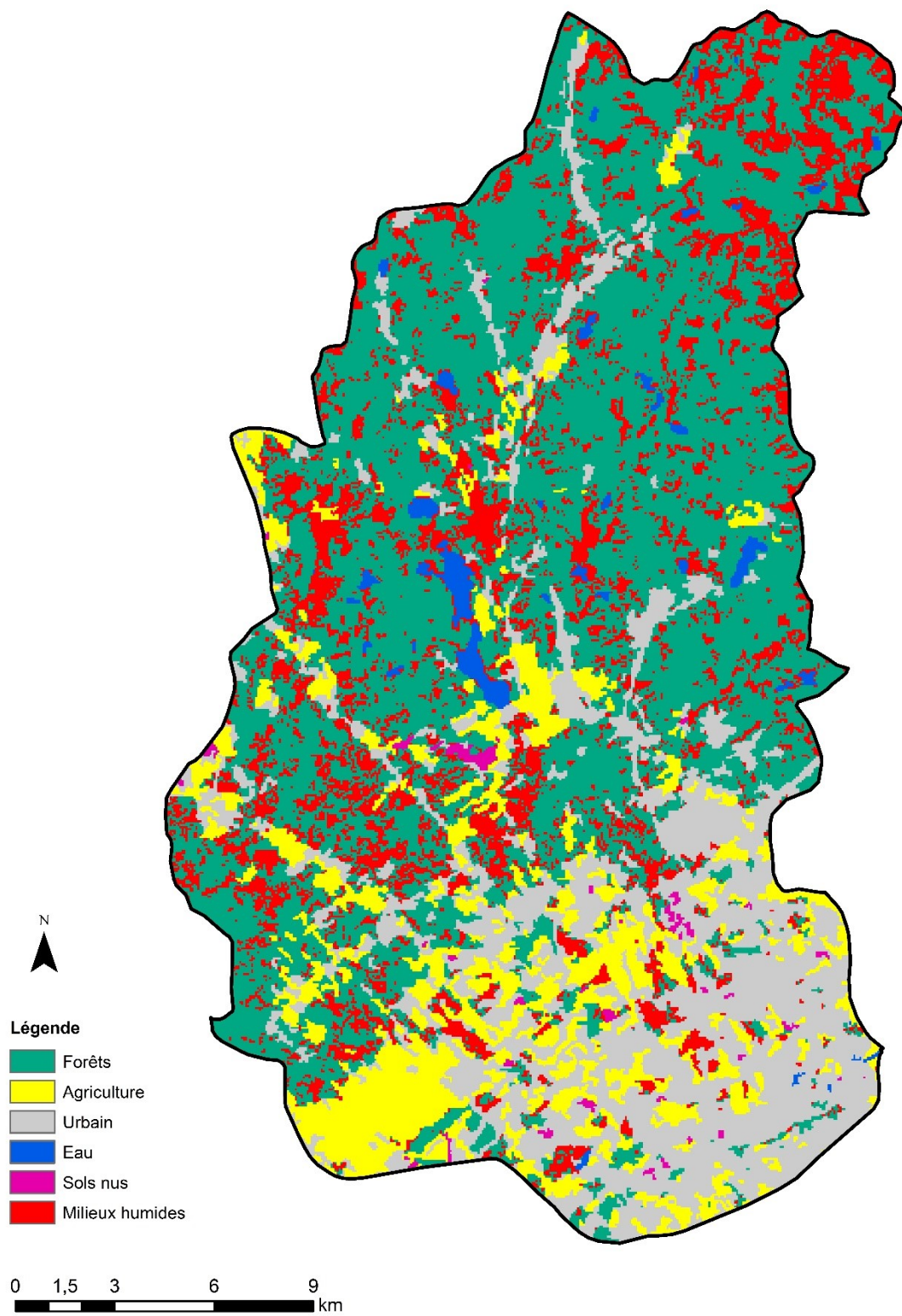
Annexe 7. Scénario d'occupation du sol (automne 2001)



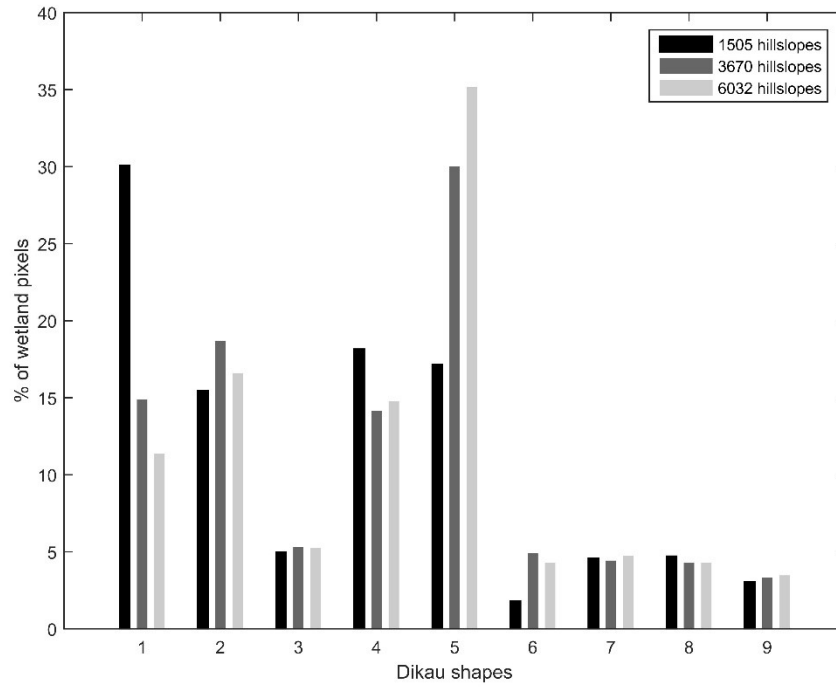
Annexe 8. Scénario d'occupation du sol (automne 1992)



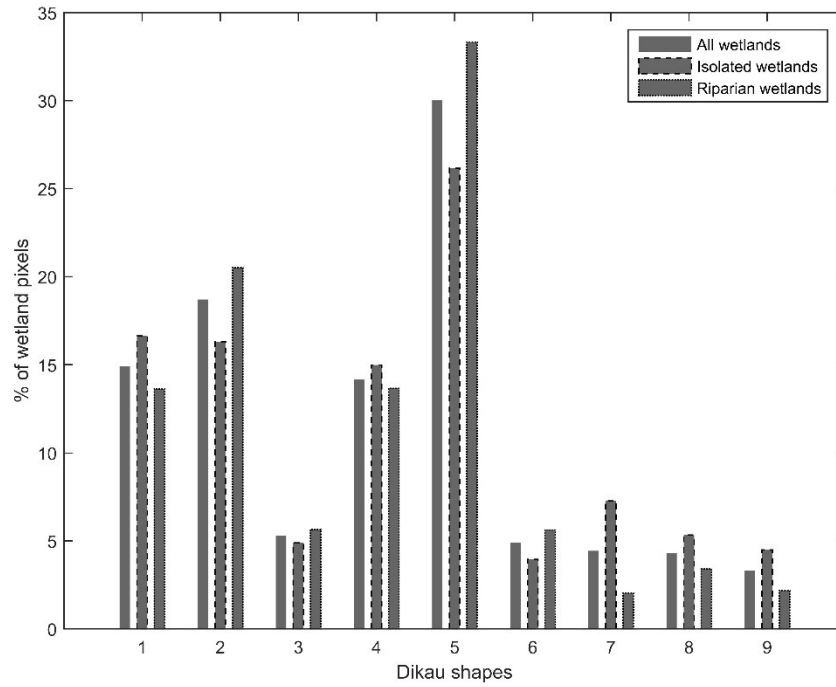
Annexe 9. Scénario d'occupation du sol (automne 1985)



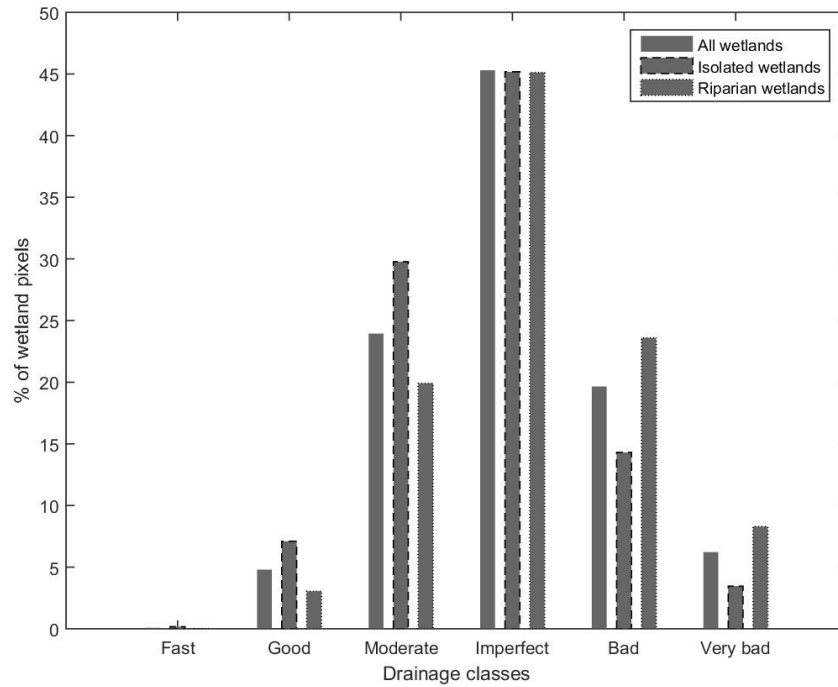
Annexe 10. Scénario d'occupation du sol (automne 1978)



Annexe 11. Dikau (1989) shapes (see Fig. 6.3) associated with wetlands, for three different hillslope discretization of the Saint-Charles River watershed. With an increase to 3670 hillslopes and 6032 hillslopes, Dikau shapes 1, 2, 4 and 5 still represent 78% of the wetland pixels.



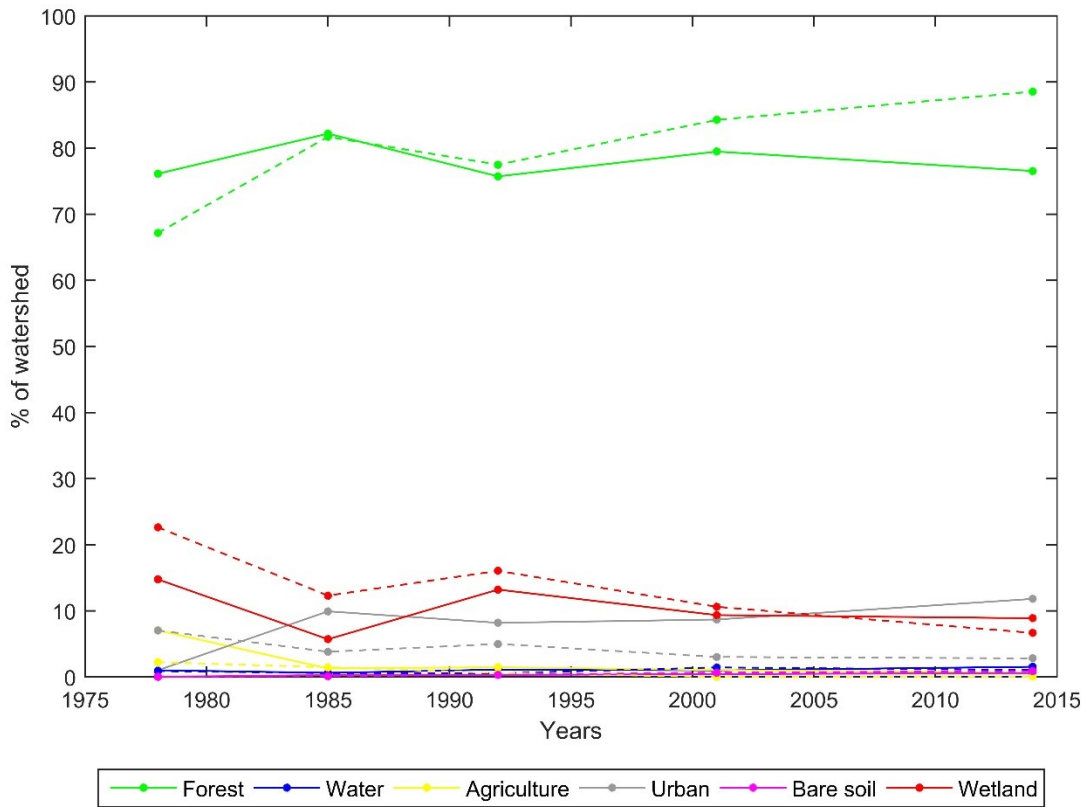
Annexe 12. Dikau (1989) shapes (see Fig. 6.3) associated with all wetlands, isolated wetland and riparian wetlands, for the 3670 hillslope discretization of the Saint-Charles River watershed. Dikau shapes 1, 2, 4 and 5 represent 74% of isolated and 81% of riparian wetlands.



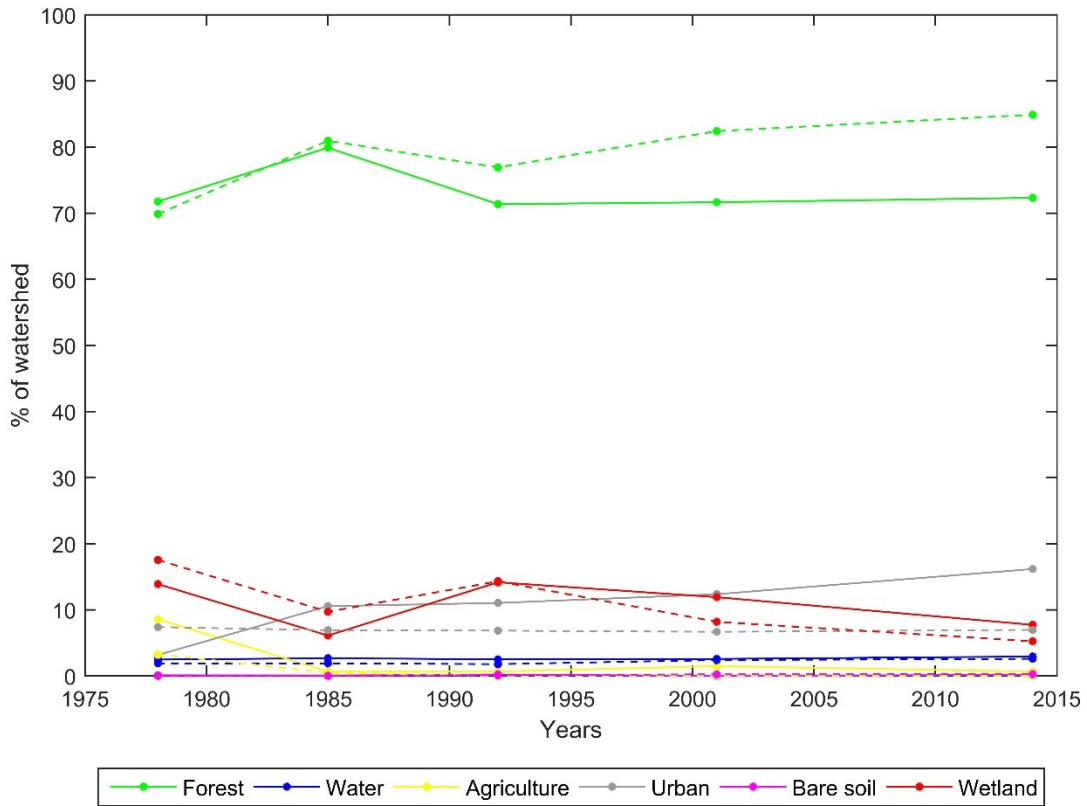
Annexe 13. Drainage classes associated with all wetlands, isolated wetland and riparian wetlands of the Saint-Charles River watershed. The dominant drainage classes associated with isolated wetlands are imperfect (45%), moderate (30%) and bad (14%), while those associated with riparian wetlands are imperfect (45%), bad (24%) and moderate (20%).

Annexe 14. Confusion matrix for the 2014 scenarios, considering all classes, with and without (in parentheses) the use of geomorphological features in the object-based classification process.

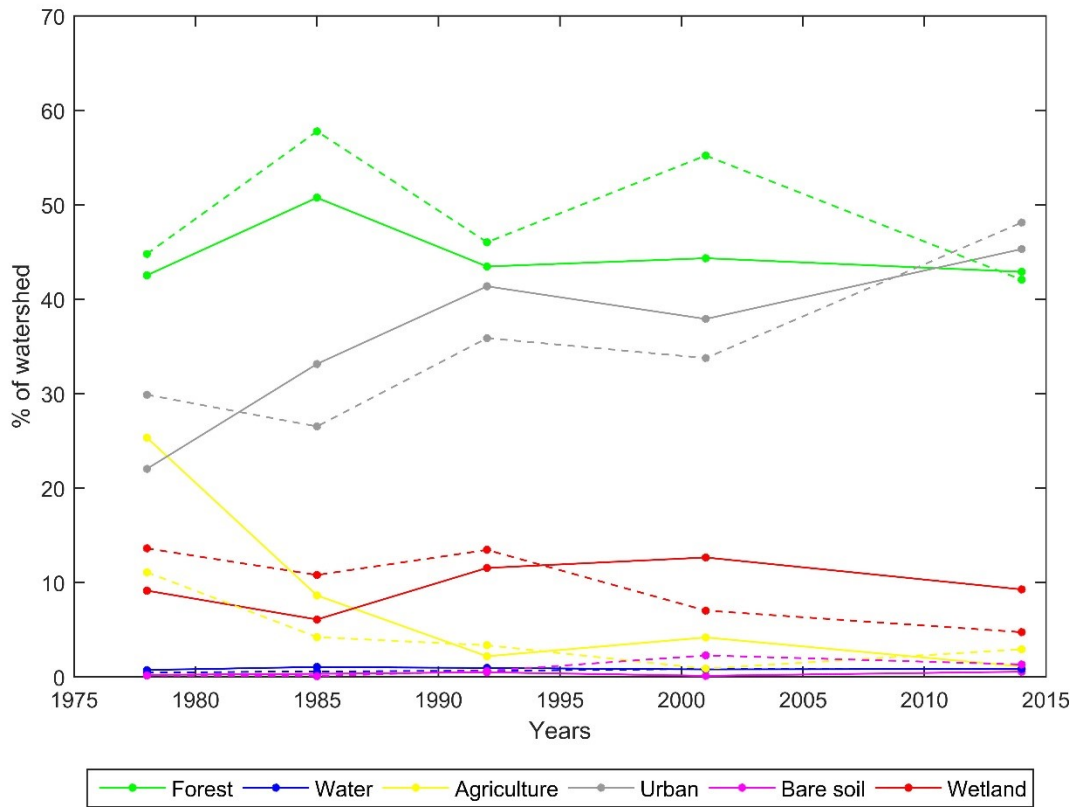
Scenario/ Validation	Forest	Water	Agric.	Urban	Bare soil	Wetland	Total
Spring scenario							
Forest	165 (115)	0	1 (2)	2 (0)	1 (0)	13 (9)	182 (126)
Water	0	20	0	0	0	8	28
Agric.	0	0	23	2	2	0	27
Urban	5	0	6	23	3	7	44
Bare soil	0	0	0	3	15	0	18
Wetland	17 (67)	0	1 (0)	0 (2)	0 (1)	32 (36)	50 (106)
Total	187	20	31	30	21	60	
Omm. error	12% (39%)	0%	26%	23%	29%	47% (40%)	
Comm. error	9%	29%	15%	48%	17%	36% (66%)	
Overall accuracy							80% (66%)
Kappa							0,70 (0,54)
Fall scenario							
Forest	171 (102)	0	5	4 (3)	0	4 (12)	184 (122)
Water	1	20	0	0	0	9	30
Agric.	0	0	20	4	0	0	24
Urban	3	0	5	20	1	12	41
Bare soil	0	0	0	2	20	0	22
Wetland	14 (83)	0	1	0 (1)	0	35 (27)	50 (112)
Total	189	20	31	30	21	60	
Omm. error	10% (46%)	0%	35%	33%	5%	42% (55%)	
Comm. error	7% (16%)	33%	17%	51%	9%	30% (76%)	
Overall accuracy							81% (60%)
Kappa							0,72 (0,45)



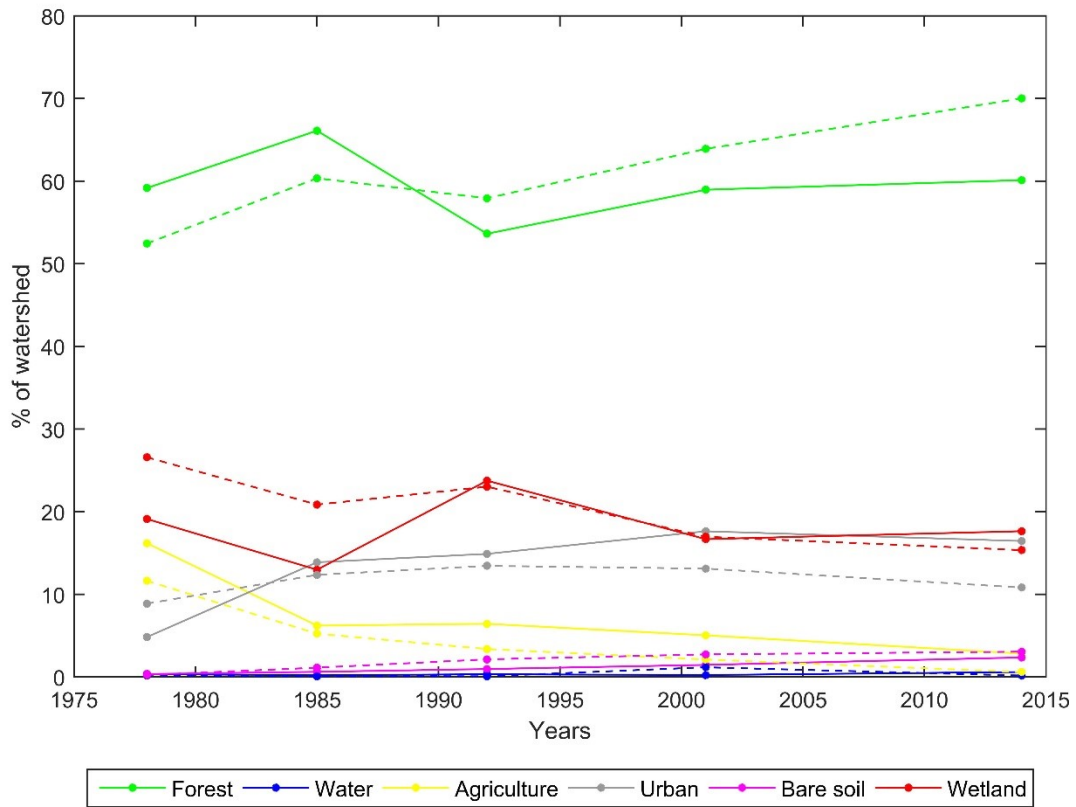
Annexe 15. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Hurons River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



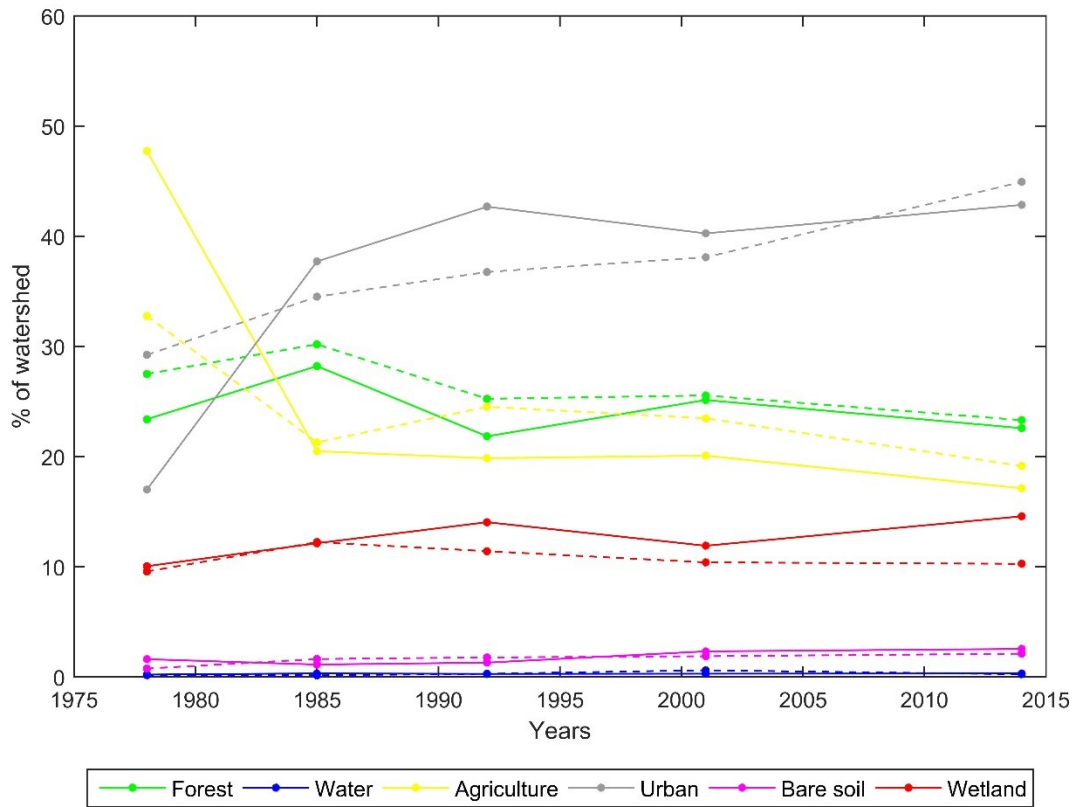
Annexe 16. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Jaune River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



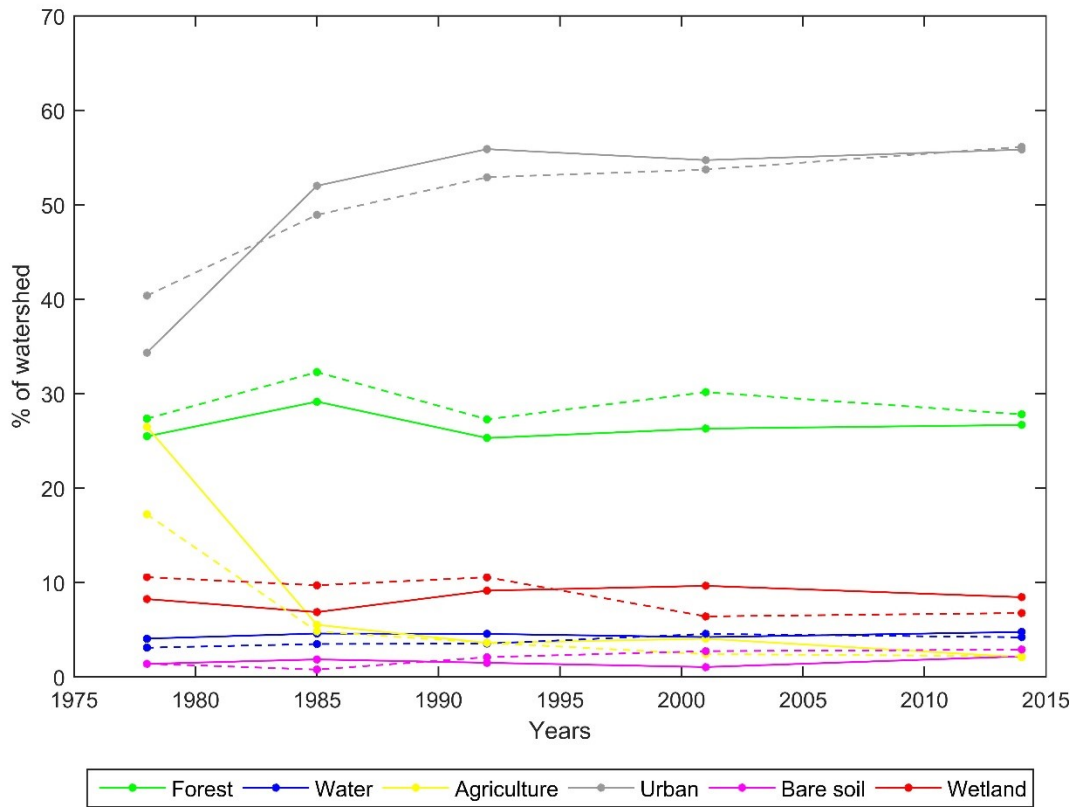
Annexe 17. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Du Berger River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



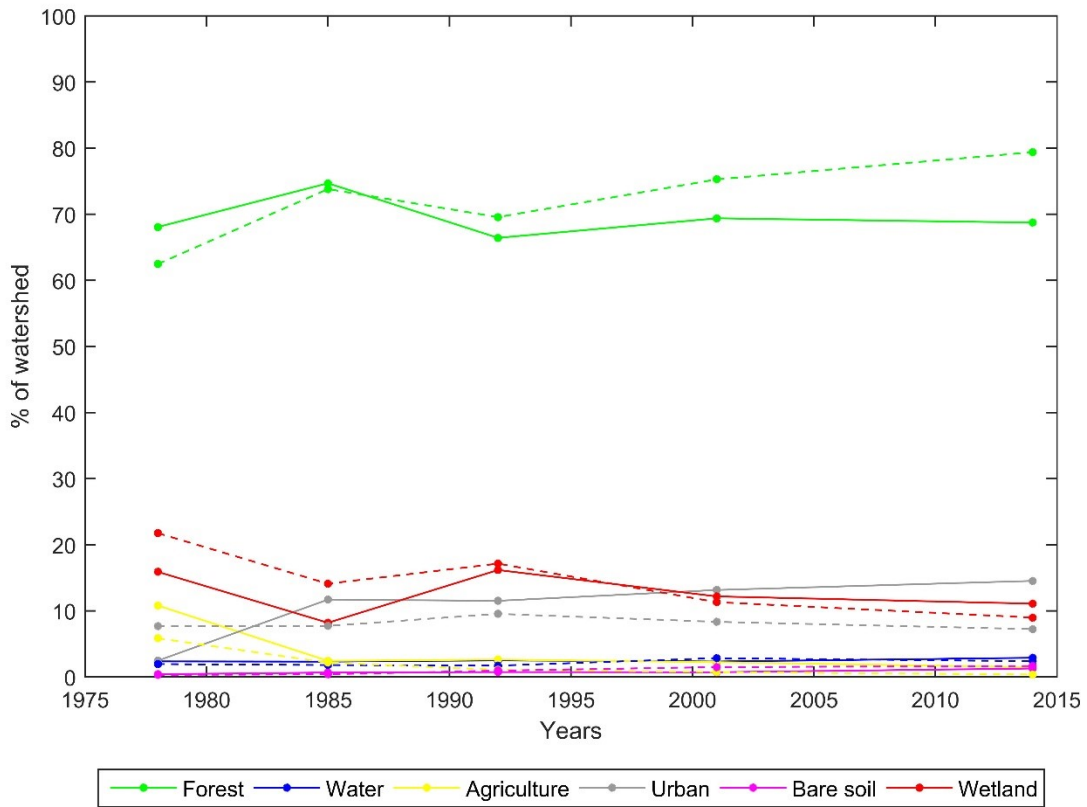
Annexe 18. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Nelson River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



Annexe 19. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Lorette River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



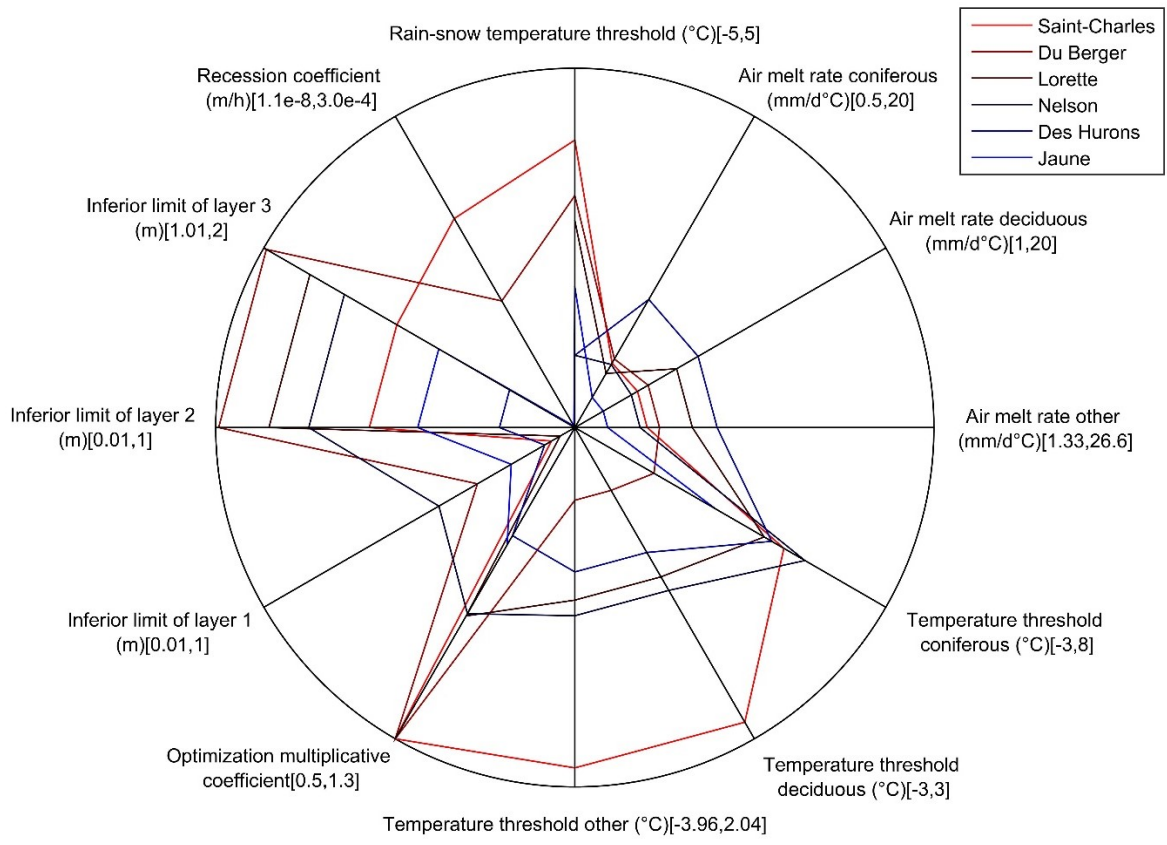
Annexe 20. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, Saint-Charles River sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.



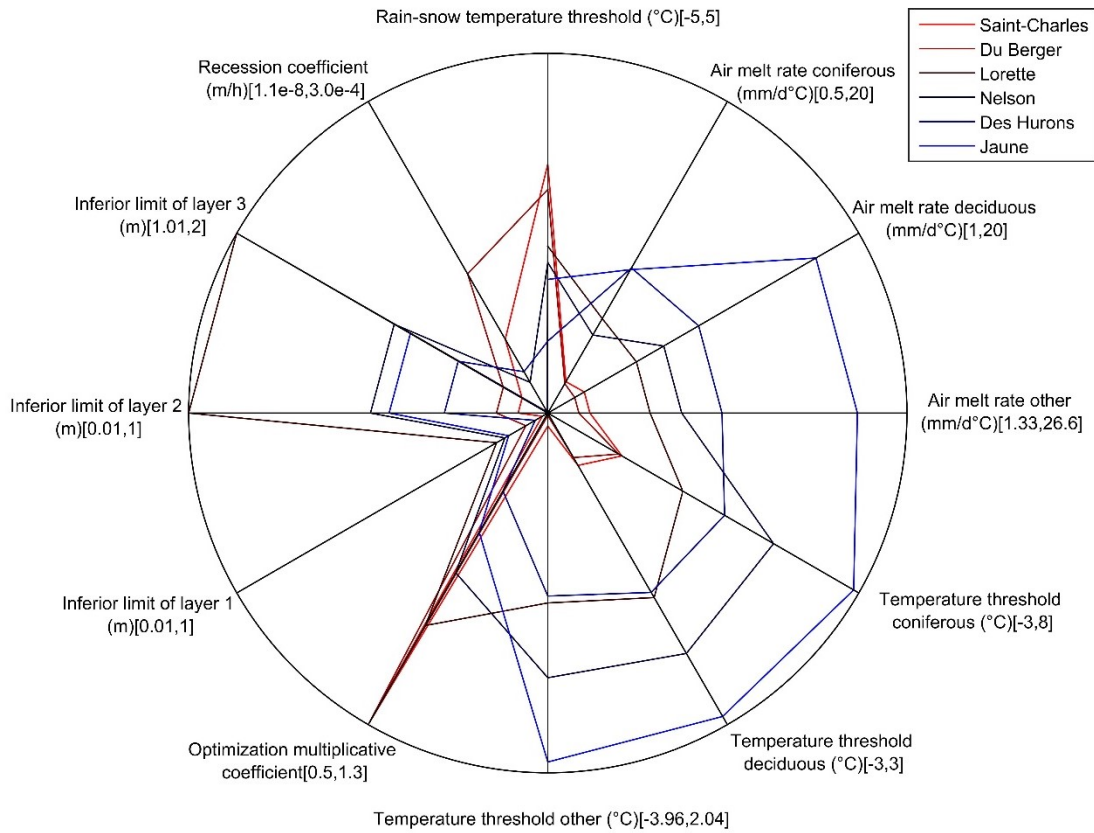
Annexe 21. Evolution of the area covered by each class from 1978 to 2014 for spring (solid line) and fall (dashed line) scenarios, water intake sub-watershed. The interpolation lines between the points are for illustration purposes only.

Annexe 22. Fixed parameter values.

Parameters	St. Charles	Des Hurons	Jaune	Nelson	Lorette	Du Berger
Precipitation vertical gradient (mm/100 m)	0	1	1	1	0	0
Temperature vertical gradient (°C/100 m)	0	-1	0	0	0	0
Melt rate (mm/d)			0.60			
Maximum density of snowpack (kg/m ³)			466			
Snow compaction constant			0.01			
Extinction coefficient			0.5			
Optimization additive coefficient of soil class	-1	-1	-1	0	0	-3
Optimization multiplicative coefficient of exsiccation			1			
Manning coefficient (forest)			0.1			
Manning coefficient (water)			0.015			
Manning coefficient (other)			0.04			
Optimization coefficient of roughness			1			
Optimization coefficient of river width			1			
Wetland modules parameters						
Surface of HEW when filled to a hypothesized normal level corresponding to 30% of its maximal surface						0.275
Water depth in the HEW at normal level (m)						0.20
Water depth in the HEW at maximum level (m)						0.85
Saturated hydraulic conductivity of soil beneath HEW						0.5
Bank saturated hydraulic conductivity (riparian wetlands)						25
Percentage of potential evapotranspiration at RHHU scale (isolated wetlands)						0.6
Percentage of wetland water volume when between the normal and maximum levels (isolated wetlands)						10



Annexe 23. Automated calibration values (NSE) retained for final simulations.



Annexe 24. Automated calibration values (NSE-LOG) retained for final simulations.