

ETE

**CARACTÉRISATION ET ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE  
SÉDIMENTS EN SUSPENSION : CAS DES BASSINS VERSANTS  
AGRICILES DE L'ÎLE-DU-PRINCE-ÉDOUARD (CANADA)**

Par  
Zacharie Sirabahenda

Thèse présentée pour l'obtention du grade de Philosophiae Doctor (Ph.D.)  
en sciences de l'eau

**Jury d'évaluation**

Président du jury et examineur interne	Normand Bergeron INRS-ETE
Examineur externe	Daniel Nadeau Université Laval
Examineur interne	Annie Poulin École de technologie supérieure
Directeur de recherche	André St-Hilaire INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Simon C. Courtenay University of Waterloo
	Michael van den Heuvel University of Prince Edward Island

## REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord adresser toute ma reconnaissance à mon directeur de thèse, professeur André St-Hilaire, pour ses judicieux conseils, pour ses encouragements et son appui inlassable ainsi que pour sa grande patience. Un grand merci pour toujours, mon très cher professeur André St-Hilaire, pour ton indéfectible soutien durant ce parcours académique, et qui m'a apporté beaucoup de réconforts et de possibilités de garder un espoir pour traverser certains moments difficiles.

J'adresse aussi mes sincères remerciements à mes codirecteurs, les professeurs Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel, pour leurs encouragements et leurs nombreux conseils qui ont contribué grandement à réalisation de cette thèse.

Je tiens à remercier spécialement Christina Pater pour son aide précieuse durant les travaux de terrain. Je désire aussi remercier les étudiants des laboratoires du professeur André St-Hilaire et du professeur Michael R. van den Heuvel, qui m'ont aidé durant les travaux de terrain. Merci également au Gouvernement du Burundi pour son soutien ainsi qu'à tous ces gens qui ont contribué au succès de cette recherche en partageant leurs connaissances avec moi de près ou de loin.

Enfin, je tiens aussi à témoigner toute ma gratitude à mon épouse Claudia Nizigama et à mes enfants, Jeyson, Darice, Joanne et Hugo, qui ont toujours été là pour moi. Leur soutien inconditionnel et leurs encouragements ont été d'une aide incommensurable.

## RÉSUMÉ

Les estuaires et les eaux côtières de l'Île-du-Prince-Édouard (IPE) constituent un milieu de vie aquatique d'une grande richesse et font l'objet d'impacts négatifs issus des rivières des bassins versants adjacents. La problématique liée à l'augmentation de la turbidité de l'eau par des sédiments en suspension est un de ces impacts majeurs dans les rivières des bassins versants à vocation agricole. Les sols de l'IPE étant extrêmement sensibles à l'érosion hydrique, les travaux antérieurs ont reconnu que les pertes en sol agricole représentent un grand défi environnemental à long terme pour les agriculteurs. Les travaux qui composent cette thèse proposent une méthodologie qui s'inscrit dans un processus permettant d'outiller les gestionnaires des bassins versants de l'IPE avec de meilleures méthodes de surveillance de la concentration des sédiments en suspension (CSS) et d'estimation des CSS. De plus, ces outils pourront permettre la prévision de l'impact de la mise en œuvre des pratiques bénéfiques pour la réduction des flux sédimentaires dans les rivières. Des instruments basés sur le principe de rétrodiffusion optique et de rétrodiffusion acoustique ont été utilisés pour les mesures indirectes des CSS dans les rivières. Le potentiel d'utilisation d'un profileur acoustique de vitesse par effet Doppler (ADCP) comme outil alternatif pour faire le suivi en continu des sédiments en suspension dans une rivière à forte concentration sédimentaire comparativement à l'utilisation d'une sonde à turbidité a été démontré pour un bassin versant agricole (premier article). Dans un deuxième temps, un modèle empirique basé sur un système d'inférence neuro-flou adaptatif pour l'estimation des CSS dans de multiples rivières a été développé en incorporant une variable caractérisant la vulnérabilité du bassin versant à l'érosion hydrique appelée 'Watershed Vulnerability Index' avec d'autres variables d'entrées plus classiques (deuxième article). L'inclusion de cette variable permettant de tenir compte du caractère dynamique des facteurs liés à la vulnérabilité des sols, à l'érosion hydrique ainsi que de l'occupation et de l'utilisation du territoire a permis d'améliorer la capacité prédictive du modèle ANFIS pour les CSS. Le potentiel d'utilisation de ce modèle empirique ANFIS dans un cadre de gestion des pratiques agricoles a été testé avec succès pour la réduction de la charge sédimentaire en fonction de la largeur de la bande riveraine dans un bassin versant (troisième article). Le modèle déterministe SWAT a été appliqué pour fin de comparaison avec le modèle ANFIS et une largeur efficace de la bande riveraine a été estimée pour un bassin versant pour la réduction maximale possible de la charge sédimentaire pour les deux modèles.

Mots-clés : Agriculture, Turbidité, Sédiments en Suspension, ADCP, ANFIS, SWAT, Bande Riveraine.

## **ABSTRACT**

The estuaries and coastal waters of Prince Edward Island (PEI) are a rich aquatic environment and are subject to negative impacts from rivers in adjacent watersheds. The problem related to the increase in water turbidity by suspended sediments is one of these major impacts in the rivers of agricultural watersheds. As PEI soils are extremely sensitive to water erosion, previous work has recognized that soil losses represent a major long-term environmental challenge for farmers. The works contained in this thesis propose a methodology that is part of a process to equip PEI watershed managers with better methods for monitoring suspended sediment concentrations (SSC), for estimating SSC, as well as planning the support practices for sediment load reduction in rivers. Monitoring instruments based on the principles of optical backscatter and acoustic backscatter were used for SSC indirect measurements in rivers. The potential of using an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) as an alternative tool for continuous monitoring of suspended sediments in a river with high sediment concentration compared to the use of a turbidity probe has been demonstrated for an agricultural watershed (first article). Secondly, an Adaptive Neuro-Fuzzy Inference System (ANFIS) for SSC estimation in multiple rivers was developed, with the inclusion of a variable that accounts for the watershed vulnerability to water erosion called 'Watershed Vulnerability Index' in addition to other more classical input variables (second article). The inclusion of this variable that takes into account the dynamic nature of factors related to soil vulnerability to water erosion as well as land use has improved the predictive capacity of the ANFIS model for SSC. The potential use of this empirical ANFIS model in a management framework of agricultural practices was successfully tested for the reduction of the sediment load according to the width of the riparian buffer strip in a watershed. A deterministic model, SWAT, was also implemented for comparison and an effective buffer strip width was estimated for the maximum possible reduction of sediment loads for both models (third article).

**Keywords :** Agriculture, Turbidity, Suspended Sediment, ADCP, ANFIS, SWAT, Riparian Strip

# TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS .....	II
RÉSUMÉ .....	III
ABSTRACT .....	IV
TABLE DES MATIÈRES .....	V
LISTE DES FIGURES.....	VIII
LISTE DES TABLEAUX .....	IX
PREMIERE PARTIE        SYNTHÈSE .....	1
1 INTRODUCTION.....	2
2 REVUE DE LA LITTÉRATURE .....	4
2.1 PRODUCTION ET TRANSPORT DES PARTICULES SEDIMENTAIRES DANS UN BASSIN VERSANT .....	4
2.2 VARIABILITE SPATIO-TEMPORELLE DE LA CHARGE SEDIMENTAIRE EN SUSPENSION .....	5
2.3 MODELISATION STATISTIQUE DE LA CONCENTRATION DE SOLIDES EN SUSPENSION.....	6
2.3.1 <i>Les modèles paramétriques</i> .....	6
2.3.2 <i>Les modèles non paramétriques</i> .....	7
2.4 MODELISATION DETERMINISTE DE LA CHARGE SEDIMENTAIRE EN SUSPENSION .....	9
2.4.1 <i>Modèles empiriques conceptuels</i> .....	9
2.4.2 <i>Modèles orientés vers les processus physiques</i> .....	11
3 SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE LA RECHERCHE.....	13
3.1 PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE .....	13
3.2 SUIVIE EN CONTINU DES CSS ET CARACTERISATION DE LEUR VARIABILITE TEMPORELLE DANS UNE RIVIERE .....	15
3.2.1 <i>Méthodologie</i> .....	15
3.2.2 <i>Résultats</i> .....	16
3.3 DEVELOPPEMENT D'UN MODELE EMPIRIQUE DE TYPE ANFIS POUR L'ESTIMATION DES CSS DANS UNE RIVIERE .....	18
3.3.1 <i>Méthodologie</i> .....	19
3.3.2 <i>Résultats</i> .....	20
3.4 APPLICATION D'UN MODELE EMPIRIQUE ANFIS POUR LA REDUCTION DE LA CHARGE SEDIMENTAIRE EN FONCTION DE LARGEUR DE LA BANDE RIVERAINE ET ANALYSE COMPARATIVE AVEC LE MODELE DETERMINISTE SWAT.....	21
3.4.1 <i>Méthodologie</i> .....	22
3.4.2 <i>Résultats</i> .....	23
3.5 CONCLUSION ET PERSPECTIVES .....	24

<b>4</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE POUR LA SYNTHÈSE</b> .....	<b>27</b>
	<b>DEUXIÈME PARTIE           ARTICLES</b> .....	<b>32</b>
<b>5</b>	<b>PREMIER ARTICLE</b> .....	<b>33</b>
5.1	RESUME.....	34
5.2	ABSTRACT.....	34
5.3	INTRODUCTION .....	35
5.4	MATERIALS AND METHODS.....	36
5.4.1	<i>Site Description and Instrument Setup</i> .....	36
5.4.2	<i>Conversion of the acoustic and Optical Backscatter Data to SSC</i> .....	39
5.4.3	<i>Characterization of Sediment Temporal Variation</i> .....	40
5.5	RESULTS.....	41
5.5.1	<i>Indirect Suspended Sediment Measurements</i> .....	41
5.5.2	<i>Sediment Temporal Variation</i> .....	44
5.6	DISCUSSION.....	46
5.7	CONCLUSIONS.....	47
<b>6</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE POUR LE PREMIER ARTICLE</b> .....	<b>49</b>
<b>7</b>	<b>DEUXIÈME ARTICLE</b> .....	<b>53</b>
7.1	RESUME.....	54
7.2	ABSTRACT.....	54
7.3	INTRODUCTION .....	54
7.4	MATERIALS AND METHODS.....	57
7.4.1	<i>Study watersheds</i> .....	57
7.4.2	<i>Turbidity data collection</i> .....	59
7.4.3	<i>Meteorological and hydrometric data</i> .....	60
7.4.4	<i>Adaptive neuro-fuzzy inference system methods</i> .....	62
7.4.5	<i>Development of watershed vulnerability index</i> .....	64
7.5	RESULTS AND DISCUSSION.....	66
7.5.1	<i>Watershed vulnerability index and sediment monitoring results</i> .....	66
7.5.2	<i>ANFIS models results for each watershed</i> .....	69
7.5.3	<i>Multi-watershed ANFIS model results</i> .....	72
7.6	CONCLUSION.....	73
<b>8</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE DU DEUXIÈME ARTICLE</b> .....	<b>76</b>
<b>9</b>	<b>TROISIÈME ARTICLE</b> .....	<b>80</b>
9.1	RESUME.....	81
9.2	ABSTRACT.....	81
9.3	INTRODUCTION .....	82

9.4	MATERIALS AND METHODS.....	84
9.4.1	<i>Study site and data gathering</i> .....	84
9.4.2	<i>SWAT model description and set up</i> .....	86
9.4.3	<i>ANFIS model description and set up</i> .....	89
9.4.4	<i>Buffer strip scenarios</i> .....	90
9.5	RESULTS AND DISCUSSION.....	91
9.5.1	<i>SWAT and ANFIS sediment simulation results</i> .....	91
9.5.2	<i>Riparian strip effective width and sediment retention rate</i> .....	94
9.5.3	<i>Conclusion</i> .....	97
<b>10</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE POUR LE TROISIEME ARTICLE .....</b>	<b>99</b>

## LISTE DES FIGURES

<b>FIGURE 2-1</b> COURBE DE HJÜLSTRÖM (1935) DECRIVANT LE TRANSPORT PARTICULES SEDIMENTAIRES EN FONCTION DE LEUR DIAMETRE ET DE LA VITESSE D'ÉCOULEMENT. ....	5
FIGURE 3-1 EXEMPLE DE L'ÉVOLUTION DES CSS DURANT LA PHASE CRUE ET DECRUE PENDANT UN ÉVÈNEMENT PLUVIEUX IMPORTANT. ....	18
FIGURE 5-1 DUNK RIVER WATERSHED LOCATION.....	38
FIGURE 5-2. SUSPENDED SEDIMENT CALIBRATION CURVE FOR A TURBIDITY PROBE YSI 6136.....	42
FIGURE 5-3 SUSPENDED SEDIMENT CALIBRATION CURVE FOR THE SENTINEL V-ADCP. ....	42
FIGURE 5-4 DAILY AVERAGED SSC MEASURED BY THE SENTINEL V AND YSI PROBE FOR SUMMERS OF 2013 (A), 2014 (B), 2015 (C), AND 2016 (D). ....	44
FIGURE 5-5 TYPICAL HYSTERESIS LOOPS OBSERVED (DAILY AVERAGED DATA) FOR SUMMERS OF 2013 (A), 2014 (B), 2015 (C), AND 2016 (D).....	46
<b>FIGURE 7-1</b> LOCATIONS AND BOUNDARIES FOR STUDY WATERSHEDS ON PRINCE EDWARD ISLAND, CANADA.....	58
<b>FIGURE 7-2</b> THE ARCHITECTURE OF AN ANFIS MODEL (ADAPTED OF JANG (1993)) .....	62
<b>FIGURE 7-3</b> CALIBRATION CURVE FOR WILMOT RIVER .....	67
<b>FIGURE 7-4</b> TIMES SERIES OF DAILY SUSPENDED SEDIMENT CONCENTRATIONS ON THE SIX RIVERS MONITORED IN THE PRESENT STUDY .....	67
<b>FIGURE 7-5</b> HYDROGRAPHS OF MEAN MONTHLY SSC VERSUS WATERSHED VULNERABILITY INDEX .....	68
<b>FIGURE 7-6</b> BOX PLOT OF WATERSHED VULNERABILITY INDEX FOR STUDIED WATERSHEDS .....	68
<b>FIGURE 7-7</b> SCATTER PLOTS OF OBSERVED VERSUS COMPUTED SSC (VALIDATION PHASE) FOR DIFFERENT INPUT VARIABLES (A) P AND QT, AND (B) P, QT AND KR).....	71
<b>FIGURE 7-8</b> SCATTER PLOTS OF SIMULATED VERSUS OBSERVED SSC FOR MULTI-WATERSHED ANFIS MODELS .....	73
<b>FIGURE 7-9</b> BOX PLOT OF NASH-SUTCLIFFE COEFFICIENT VALUES OBTAINED USING 20 DIFFERENT RANDOM SUBSAMPLES OF INPUT DATA TO TRAIN THE MULTI-WATERSHED ANFIS MODEL.....	73
FIGURE 9-1 MILL RIVER WATERSHED LOCATION (B), ELEVATION (C) LAND USE (D) AND SLOPE (E).....	85
<b>FIGURE 9-2</b> TIME SERIES PLOT OF FLOW, PRECIPITATION AND SSC FOR CALIBRATION PHASE (A) AND FOR VALIDATION PHASE (B) .....	92
FIGURE 9-3 SCATTER PLOT OF OBSERVED VERSUS SIMULATED SSC FOR SWAT MODEL. ....	93
FIGURE 9-4 SCATTER PLOT OF OBSERVED VERSUS SIMULATED SSC FOR ANFIS MODEL. ....	93
FIGURE 9-5 SEDIMENT TRAPPING EFFICIENCY VERSUS THE INCREASED RIPARIAN BUFFER WIDTH.....	95



## LISTE DES TABLEAUX

TABLE 5-1 STATISTICS FOR ACOUSTIC BACKSCATTERED VERSUS OPTICAL BACKSCATTERED DATA .....	43
TABLE 5-2 SIGNIFICANT CORRELATION ( $P < 0.05\%$ ) FOR SPEARMAN (RHO) AND PEARSON (R).....	45
<b>TABLE 7-1</b> LAND USE AND SOIL TYPES FOR STUDY WATERSHEDS. ....	59
TABLE 7-2 METEOROLOGICAL AND HYDROMETRIC STATIONS USED IN THE PRESENT STUDY .....	61
<b>TABLE 7-3</b> VALUES OF PARAMETERS FOR ALL RIVERS IN EQUATION: $SSC= A[TURBIDITY]^B$ .....	66
<b>TABLE 7-4</b> PERFORMANCE OF RIVER-SPECIFIC MODELS USING TOTAL FLOW ( $Q_T$ ), PRECIPITATION ( $P$ ), SURFACE RUNOFF ( $Q_R$ ), WATERSHED VULNERABILITY INDEX ( $KR$ ) .....	70
<b>TABLE 7-5</b> PERFORMANCE OF MULTI-WATERSHED ANFIS MODEL .....	72
TABLE 9-1 DISTRIBUTION AREA (%) OF SOIL SERIES FOR MILL WATERSHED. ....	84
TABLE 9-2 STASTISTICS FOR AREA OF THE HRUs .....	87
TABLE 9-3 PERFORMANCE RATING AND STATISTICAL CRITERIA. $X_i$ AND $X_i$ REFER TO THE OBSERVED DATA AND THEIR AVERAGE RESPECTIVELY, $Y_i$ REFER TO THE SIMULATED DATA AND $N$ IS THE NUMBER OF OBSERVATIONS. ....	89
TABLE 9-4 MODEL PERFORMANCE EVALUATION.....	94
TABLE 9-5 TOTAL BUFFER STRIP WIDTHS REQUIRED FOR TARGET PERCENTAGES OF SEDIMENT REDUCTION .....	96

## **LISTE DES ABRÉVIATIONS**

ADCP : Acoustic Doppler Current Profiler

ANFIS : Adaptive Neuro-Fuzzy Inference System

CSS : concentration des sédiments en suspension

IPE : Île-du-Prince-Édouard

MUSLE : Modified Universal Soil Loss Equation

PEI : Prince Edward Island

SSC : suspended sediment concentrations

SWAT : Soil and Water Assessment Tool

## **Première partie**

# **SYNTHÈSE**

# 1 INTRODUCTION

---

Le maintien de la qualité de l'eau des cours d'eau est l'un des défis environnementaux auquel les gestionnaires des ressources hydriques doivent faire face. La problématique liée à l'augmentation de la turbidité de l'eau des rivières par des sédiments en suspension est un de ces défis, en particulier dans les cours d'eau des bassins versants à vocation agricole. La caractérisation et la modélisation de la dynamique de production et d'acheminement des sédiments en suspension dans les cours d'eau restent fondamentales pour une gestion optimale, à moyen et à long terme, des risques liés aux flux sédimentaires en suspension. L'estimation de la concentration des sédiments en suspension (CSS) est très utile pour quantifier l'influence des activités anthropiques sur le régime sédimentaire d'un cours d'eau et conséquemment, sur la qualité de l'eau.

Pour étudier la dynamique des sédiments en suspension, il est primordial d'entreprendre des mesures de sédiments pour acquérir des données représentatives. Les capteurs de turbidité et les profileurs acoustiques à effet Doppler sont de plus en plus utilisés comme outils de mesure indirecte des CSS et constituent des moyens de surveillance de la variation de la CSS les plus prometteurs (Gartner, 2004; Kostaschuk *et al.*, 2005; Ghaffari *et al.*, 2011). Les défis reliés à leur calibration ne manquent pas et le choix d'utilisation de l'un ou l'autre comme outil approprié de suivi en continu requiert une étude comparative basée sur l'échantillonnage in situ (Walling & Fang, 2003; Minella *et al.*, 2008). Néanmoins, il serait très coûteux de faire un suivi en continu de la CSS sur l'ensemble des bassins versants à vocation agricole. Pour faire face à ce défi, une solution économique consiste à doter les gestionnaires de ces bassins d'un outil de modélisation de la CSS à partir d'intrants hydrométéorologiques et des caractéristiques du bassin versant.

Les processus hydrologiques et/ou hydrauliques reliés à la génération et au transport des sédiments en suspension sont complexes et leur modélisation est basée souvent sur des approches déterministes plus ou moins conceptuelles et/ou statistiques (Hould-Gosselin *et al.*, 2016; van Vliet *et al.*, 2016; Romano *et al.*, 2018). Le coût prohibitif lié à l'échantillonnage continu à grande échelle des sédiments en suspension appelle à recourir à la modélisation pour mieux quantifier les interactions entre les différents processus en jeu et afin de pouvoir les estimer. Le caractère hétérogène des caractéristiques physiques d'un bassin versant, la nature aléatoire de certains phénomènes mis en jeu et les relations non-linéaires entre les variables dans les processus d'acheminement des sédiments en suspension vers l'exutoire, nécessitent une mise en place d'outils de modélisation basés sur une approche statistique non-

paramétrique ou une approche déterministe physique semi-distribuée. Des modèles déterministes ou statistiques pour l'estimation de la concentration et/ou de la charge sédimentaire en suspension ont été développés au cours des dernières décennies avec des avantages et des inconvénients. Les modèles empiriques simples basés sur l'établissement des courbes de tarage en sédiments (relation débit-CSS) sont couramment utilisés. Malgré une large application des courbes de tarage en sédiments, il a été démontré que cette méthode est souvent inexacte pour l'estimation de la CSS en raison de problèmes de biais (Gao, 2008). Des approches statistiques plus sophistiquées, en particulier des modèles non-paramétriques, ont montré un grand potentiel et peuvent fournir de meilleures estimations de la CSS que les courbes de tarages en sédiments, en tenant compte de variables prédictives autres que le débit (Mailhot *et al.*, 2008). Malgré que le développement de ces modèles soit relativement peu coûteux, une lacune importante de ces approches est liée à leur incapacité à pouvoir tenir compte des différentes pratiques de gestion qui peuvent évoluer dans le temps, comme par exemple, les pratiques agricoles (Hamaamin *et al.*, 2016). De plus, la majorité des modèles statistiques de CSS sont le plus souvent calibrés et utilisés à un seul site, sur une seule rivière. Quant aux modèles déterministes distribués basés sur les formules empiriques, ils nécessitent plus de données en entrée et un effort supplémentaire pour la mise en œuvre en raison d'un nombre important des paramètres à calibrer. Malgré le fait que le développement d'un modèle déterministe distribué reste fastidieux, ces modèles peuvent tenir compte des différentes pratiques de gestion associées à l'utilisation du territoire.

Le but de la thèse est de développer/adapter et valider l'adéquation d'outils permettant de caractériser et modéliser la variabilité du flux sédimentaire en suspension dans certaines rivières plus ou moins impactées par l'agriculture de l'Île-du-Prince-Édouard dans un cadre comparatif. Cette thèse se divise en deux parties principales. La première partie présente la synthèse des travaux effectués pendant ce projet. Elle présente successivement et de façon succincte le contexte, la revue de littérature, la problématique et les objectifs de recherche et la synthèse des analyses et résultats. La seconde partie de la thèse présente les trois articles rédigés dans le cadre des travaux de recherche.

## 2 REVUE DE LA LITTERATURE

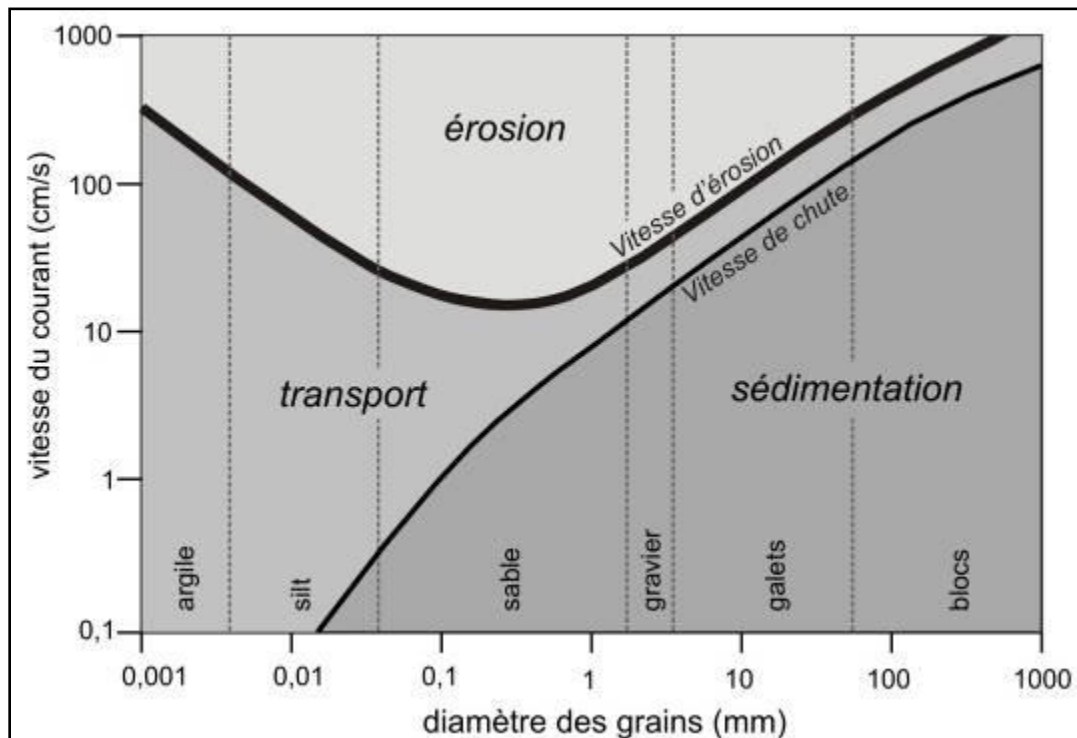
---

### 2.1 Production et transport des particules sédimentaires dans un bassin versant

Les sédiments que l'on observe à l'exutoire d'un bassin versant proviennent de l'érosion des versants et du lit ou des berges de la rivière. Les principaux agents moteurs de l'érosion des sols sont la pluie et le ruissellement (Moss *et al.*, 1979; Nord, 2006). Sous l'action de l'énergie cinétique des gouttes de pluie, les agrégats de sol peuvent être fragmentés et transportés radialement autour des points d'impact (Jomaa *et al.*, 2012). Le taux de détachement de sol sous l'impact des gouttes de pluie ou la capacité érosive de la pluie dépend du substrat et de la taille, de l'intensité et de la vitesse des gouttes de pluie (Kinnell, 2005; Rienzi *et al.*, 2013). Le détachement et le transport des sédiments par ruissellement sont influencés par la turbulence de l'écoulement, la vitesse et la hauteur de l'écoulement (Giménez & Govers, 2002). Ces trois facteurs sont liés généralement à l'intensité et au volume de la pluie, à la pente et à la rugosité du sol. Le ruissellement de surface apparaît sur un versant lorsque l'intensité de la pluie dépasse la capacité d'infiltration du sol. La sédimentation des particules fines sur le versant sous l'effet de l'action du «splash» et du ruissellement peut générer la formation d'une croûte de battance qui entraîne une diminution du taux d'infiltration (Le Bissonnais *et al.*, 2005). Les cycles gel/dégel favorisent la dégradation du sol par fragmentation durant l'hiver, ce qui peut engendrer une forte érosion par la pluie et la fonte des neiges pour le printemps (Bryan, 2000; Wang *et al.*, 2013).

Le transport sédimentaire en rivière s'effectue par deux modes principaux à savoir le charriage de fond et la suspension (Graf & Altinakar, 2000). Le charriage de fond est le transport des sédiments grossiers qui s'effectue par roulement, glissement ou saltation le long de la surface du lit. Le transport en suspension est constitué de sédiments fins (argiles, colloïdes et limons) dont la petite taille et la faible densité leur permettent, sous force de la turbulence, de se déplacer en demeurant dans la colonne d'eau. Le charriage de fond dépend essentiellement de l'équilibre entre la capacité de transport et la quantité des sédiments disponibles. Le transport en suspension est essentiellement influencé par la turbulence de l'écoulement et la vitesse de sédimentation. Le rapport entre la vitesse de cisaillement et la vitesse de sédimentation sert souvent d'indicateur pour l'initiation de l'un ou l'autre mode transport (Graf & Altinakar, 2000). Un diagramme expérimental de Hjulström (1935) permet de

déterminer les processus prédominants, à savoir l'érosion, dépôt ou transport dans une rivière en fonction de la vitesse du courant et de la taille des particules sédimentaires (Figure 2-1).



**Figure 2-1** Courbe de Hjulström (1935) décrivant le transport particules sédimentaires en fonction de leur diamètre et de la vitesse d'écoulement.

Le dépôt de sédiments se produit lorsque de la force de traction est inférieure à la vitesse de sédimentation, les tourbillons du fond ne sont plus assez puissants pour maintenir les particules en suspension. L'érosion des sédiments commence quand la contrainte de frottement du lit devient supérieure à la contrainte critique de cisaillement. La déposition dépend non seulement de la taille de sédiments mais d'autres facteurs telles que la contrainte de cisaillement, la turbulence, la vitesse de sédimentation, la profondeur de l'écoulement et la nature des sédiments (Mehta *et al.*, 1989). Le taux d'érosion peut dépendre d'un certain nombre de facteurs dont : le type de sédiments, la morphologie du lit, l'historique des dépôts, l'état physique et chimique des sédiments (Ariathurai & Arulanandan, 1978; Mehta *et al.*, 1989).

## 2.2 Variabilité spatio-temporelle de la charge sédimentaire en suspension

Le transport de sédiments est un processus complexe de par sa discontinuité au niveau de sa variabilité spatiale et dans le temps. Le régime sédimentaire d'une rivière est souvent caractérisé par une variation non linéaire et épisodique et dépend de la quantité de sédiments

disponible à la source c.-à-d. sur les versants et la capacité du cours d'eau à transporter ces sédiments (Gordon *et al.*, 2004; Wohl *et al.*, 2015). La quantité de sédiments générés par l'érosion hydrique dépend d'un certain nombre de facteurs associés aux processus hydro-météorologiques, aux caractéristiques de sol et à l'utilisation du territoire pouvant varier d'une région à l'autre (Meybeck *et al.*, 2003; Restrepo *et al.*, 2006). Les activités anthropiques peuvent jouer un rôle prépondérant dans la variation du régime sédimentaire d'une rivière avec comme conséquence l'altération de ses aspects géomorphologiques et écologiques (Gordon *et al.*, 2004). Le changement des conditions hydrodynamiques peuvent engendrer des phénomènes de dépôt /resuspension de sédiments d'un moment à l'autre ou d'un point à l'autre dans un cours d'eau (Seeger *et al.*, 2004; Zonta *et al.*, 2005). Ces phénomènes de dépôt/resuspension de sédiments sur les versants ou dans le lit de la rivière sont responsables en partie des boucles d'hystérèse souvent observées dans la relation entre la concentration en sédiments et le débit. La boucle d'hystérèse horaire s'observe quand le pic de concentration en sédiments se produit avant le pic de débit et elle peut être expliquée par une production rapide de sédiments (Lenzi *et al.*, 2003; Aich *et al.*, 2014). Si le pic de concentration en sédiment se produit après le pic débit, on observe une boucle d'hystérèse antihoraire qui peut être expliquée par l'arrivée tardive à l'exutoire des sédiments provenant des versants (Chikita *et al.*, 2002; Eder *et al.*, 2010).

## **2.3 Modélisation statistique de la concentration de solides en suspension.**

### **2.3.1 Les modèles paramétriques**

Les modèles de CSS paramétriques sont basés principalement sur les méthodes de régressions usuelles. Il s'agit de la courbe de tarage sédimentaire basée sur une régression simple entre le débit et la CSS ou de la régression multiple quand d'autres variables sont considérées. La méthode de la courbe de tarage sédimentaire ou «Sediment Rating Curve» est basée sur une régression simple non linéaire, permettant d'estimer la CSS en fonction du débit (Dodds & Whiles, 2004). Ce modèle est couramment utilisé pour sa simplicité et peut présenter des problèmes de biais malgré les améliorations correctives de la relation (Horowitz, 2003; Gao, 2008). L'inefficacité fréquente de la méthode peut s'expliquer par la variabilité des CSS qui dépend non seulement du débit mais aussi des facteurs de génération des sédiments (Collins & Walling, 2004; Gao, 2008).

La méthode de régression multiple permet de trouver la relation entre la CSS en fonction du débit et d'autres variables explicatives (Mailhot *et al.*, 2008) liées aux caractéristiques



physiographiques du bassin versant (topographie, utilisation du sol, superficie du bassin,...) et météorologiques (précipitation, température,...). Le choix de l'une ou l'autre de ces variables dépend de la contribution de celles-ci à la variance expliquée pour la CSS. L'aspect important de la démarche porte généralement sur le choix d'une méthode linéaire ou non linéaire.

### **2.3.2 Les modèles non paramétriques**

Les modèles non paramétriques qui sont plus couramment utilisés dans la modélisation des CSS sont les réseaux de neurones artificiels, le système d'inférence floue et le système d'inférence neuro-flou adaptatif (ANFIS «Adaptative Neuro-Fuzzy Inference System»). Le réseau de neurones artificiels est un ensemble de neurones formels dont la structure s'inspire du réseau de neurones biologiques du cerveau humain (McCulloch & Pitts, 1943). Un neurone formel est un opérateur mathématique qui possède : plusieurs entrées et une sortie, une fonction d'entrée pour le prétraitement des données, une fonction d'activation définissant l'état interne du neurone par rapport à son entrée totale et une fonction de sortie permettant de calculer la sortie du neurone. Chaque neurone reçoit du réseau les signaux qui lui sont transmis et pondérés. Le poids de la connexion est réadapté progressivement aux conditions souhaitées durant la phase de l'apprentissage (Singh *et al*, 2012). Il existe trois types d'apprentissage pour les réseaux de neurones artificiels dont l'apprentissage supervisé, l'apprentissage non supervisé et l'apprentissage renforcé. L'apprentissage supervisé se fait en introduisant des couples d'entrées et leurs sorties désirées. La performance du réseau est par conséquent évaluée à l'aide d'un critère à optimiser. La réadaptation des poids pour ce type d'apprentissage peut se faire de deux manières : soit au passage de chaque exemple avec la méthode dite «Data Adaptive Learning », soit après le passage de tous les exemples avec la méthode dite « Block Adaptive Learning». La première méthode est sensible aux bruits par rapport à la deuxième méthode. Pour l'apprentissage non supervisé, la réadaptation des poids est autonome et tient compte uniquement des entrées des données (en capturant les similitudes ou les différences), indépendamment de la sortie réellement observée. Quant à l'apprentissage renforcé, le réseau doit apprendre la relation entre les intrants et la variable à la sortie du réseau à l'aide d'une estimation de l'erreur du modèle ou du rapport échec/succès. Le réseau tend pour ce type d'apprentissage à maximiser un indice de performance ou signal de renforcement qui lui est fourni. Les réseaux de neurones sont de plus en plus utilisés dans applications de modélisation hydrologique, particulièrement pour traiter la prédiction de la CSS (Cigizoglu, 2004; Nour *et al.*, 2006). Malgré leur utilisation accrue dans la modélisation hydrologique, généralement motivée par leur habilité à capturer les relations cachées dans les

données à l'aide des algorithmes d'optimisations, les réseaux de neurones tendent à être des modèles à boîtes noires difficiles à interpréter (Haykin, 1999; Rajaei *et al.*, 2009).

La logique floue a été introduite par Zadeh (1965), qui a aussi proposé le concept de variables linguistiques (Zadeh, 1975) pour représenter et manipuler les données ou les informations en tenant compte de l'incertitude. L'ensemble flou repose sur la notion d'appartenance partielle. Par exemple, chaque élément  $X$  peut ne pas appartenir à l'ensemble flou  $A$  ou appartenir un peu, assez, fortement ou totalement à l'ensemble flou  $A$ . Pour un ensemble booléen classique, l'appartenance à un ensemble ne peut avoir que la valeur 1 ou valeur 0, alors que le degré d'appartenance pour un ensemble flou varie entre ces deux valeurs. Conséquemment, une valeur d'une variable donnée peut être décrite comme appartenant partiellement à plus d'un ensemble flou, simultanément.

Un système d'inférence flou est une représentation théorique d'un processus en fonction des variables floues, des règles et des méthodes qui définissent la relation entre les entrées et les sorties d'un modèle (Guillaume & Charnomordic, 2013). Il existe deux façons de générer les règles floues qui décrivent le système à modéliser, à savoir une approche basée sur les connaissances de l'Expert sur le système à modéliser ou une approche basée sur l'analyse des données existantes. Ces deux approches peuvent être combinées. Si les processus prépondérants d'un système sont mal connus, l'approche basée sur l'analyse des corrélations entre les données d'entrées et de sorties d'un modèle est plus pratique pour générer les règles floues. Le choix du type de fonction d'appartenance est déterminé par l'Expert, dépendamment des critères de convergence, de rapidité et de simplicité. Les fonctions d'appartenance usuelles (Godjevac, 1999) peuvent être triangulaires, trapézoïdales, gaussiennes ou sigmoïdes. Deux systèmes d'inférence sont couramment utilisés à savoir le système d'inférence de Mamdani où les variables d'entrées et de sorties sont floues (Mamdani, 1977) et le système d'inférence de Takagi-Sugeno où la variable de sortie s'exprime comme une combinaison linéaire des variables d'entrées (Takagi & Sugeno, 1985). La logique floue a été utilisée avec succès dans la modélisation hydrologique et en particulier pour l'estimation de la CSS dans ces dernières années (Tayfur *et al.*, 2003; Kisi, 2004; Kisi *et al.*, 2009).

Le système d'Inférence Neuro-flou adaptatif «ANFIS», introduit pour la première fois par Jang (1993), est une structure en réseaux basé sur le système d'inférence de type Takagi-Sugeno (Takagi et Sugeno, 1985) et qui combine les réseaux de neurones artificiels et la logique floue. Le système d'inférence neuro-flou adaptatif «ANFIS » est de plus en plus utilisé dans les applications de modélisation hydrologique et montre de meilleures performances par

rapport à d'autres méthodes utilisant l'intelligence artificielle. Nous citons quelques exemples d'applications dans le paragraphe suivant.

Kisi (2005) a étudié la relation entre le débit et la CSS pour deux stations (la station située à El Jagual sur la rivière Quebrada Blanca et la station située près de Juncos (Puerto Rico, U.S.A) sur la rivière Rio Valenciano opérées par le «U.S. Geological Survey» en utilisant les systèmes neuro-flous adaptatifs, les réseaux de neurones artificiels, les courbes de tarage en sédiments et la régression multiple. La comparaison des résultats a montré que le modèle neuro-flou donne de meilleures estimations par rapport aux autres méthodes. Rajaei *et al.* (2009) ont utilisé les réseaux de neurones et modèles neuro-flous adaptatifs, les modèles de régression multiple et les courbes de tarage en sédiments pour estimer la concentration journalière des sédiments en suspension dans les rivières «Little Black River» (dans l'Etat de Michigan) et «Salt River» (dans l'Etat d'Arizona) aux U.S.A. Ils ont constaté que les résultats pour les réseaux de neurones artificiels et des modèles neuro-flous adaptatifs sont très proches des résultats d'observations comparativement à d'autres méthodes utilisées. Kisi *et al.* (2009) ont appliqué le système ANFIS pour étudier sa précision pour estimer la concentration des sédiments en suspension en fonction des débits et ont comparé les résultats avec ceux de réseaux de neurones artificielles et des courbes de tarage en sédiments à partir des données mensuelles de deux stations, Kuylus et Salur Köprüsü, dans le bassin Kizilirmak en Turquie. Les résultats de la comparaison ont montré que les modèles neuro-flous adaptatifs peuvent être utilisés avec succès pour l'estimation mensuelle de sédiments en suspension. Salajegheh *et al.* (2011) ont appliqué la logique floue et le système de réseaux de neurones multi-perceptron et le système neuro-flou adaptatif pour estimer la concentration des sédiments en suspension dans le bassin versant de «Brandywine Creek» (Pennsylvanie, U.S.A).

## **2.4 Modélisation déterministe de la charge sédimentaire en suspension**

### **2.4.1 Modèles empiriques conceptuels**

Les formules empiriques conceptuelles mises au point pour le calcul d'érosion sédimentaire ont été dérivées principalement sur la base des variables explicatives relatives aux trois grandes catégories de facteurs à savoir les facteurs hydro-climatiques, morphologiques et lithologiques (De Vente & Poesen, 2005). Les facteurs hydro-climatiques englobent les variables telles que le type de climat, le débit, les précipitations et la température. Les facteurs morphologiques comprennent les variables telles que l'aire du bassin versant, la pente et la longueur du bassin versant, la pente et la longueur linéaire de la rivière. Les facteurs

lithologiques comprennent essentiellement les variables telles que la géologie, la structure pédologique des sols, la composition granulométrique des sols, la couverture ou l'utilisation des sols. La plupart de ces formules empiriques sont adaptées et incorporées dans les modèles hydrologiques distribués au niveau des modules de transport sédimentaire.

Meyer et Wischmeier (1969) ont mis au point une formule empirique permettant d'exprimer le taux d'érosion à l'échelle de l'évènement. Ce modèle quantifie l'érosion totale comme un processus résultant du «splash» et du ruissellement. Le taux de détachement des particules est exprimé en fonction d'un coefficient relatif à l'occupation du sol, d'un indice d'érosion, de l'intensité de la pluie, de la pente du bassin versant et du débit de ruissellement.

Ludwig et Probst (1998) ont proposé une formule empirique issue d'une analyse de corrélation entre le flux des sédiments en suspension et les variables hydro-climatiques, lithologiques, pédologiques, morphologiques et biologiques à partir de 58 bassins versants variés. La formulation retenue permet de quantifier le flux sédimentaire spécifique d'un bassin versant en fonction de la pente, du débit et d'un paramètre permettant de tenir compte la variabilité saisonnière (Ludwig & Probst, 1998).

L'équation universelle de pertes de sol ou USLE (Wischmeier & Smith, 1978) est une formule empirique d'érosion couramment utilisée permettant de quantifier la perte en sol en fonction des paramètres hydro-climatiques ainsi que des caractéristiques du bassin versant tels que la topographie, du type du sol, de la couverture du sol et de pratiques de gestion culturales. Mise au point par Wischmeier et Smith en 1978, sa forme initiale exprime le taux de perte annuel en sol comme le produit des facteurs d'érosivité des pluies, d'érodabilité du sol, d'inclinaison et de la longueur de la pente, de couverture végétale et ceux liés aux pratiques de gestion et de soutien cultural. Pour tenir compte de la variation saisonnière des processus et de la relation pluie-ruissellement, des modifications ont été apportées à la forme initiale de l'USLE, donnant ainsi naissance à d'autres variantes tels que RUSLE ou MUSLE (Kinnell & Risse, 1998).

Des modèles hydrologiques informatiques qui utilisent l'équation universelle de pertes de sol ou ses variantes pour leur module d'érosion et de transport des sédiments à l'échelle du bassin versant ont été développés dans ces dernières décennies. Dans le paragraphe suivant, nous citons trois modèles utilisant ces différentes variantes équation de types USLE pour leur module d'érosion :

- Le modèle ANSWERS (Beasley & Huggins 1981) calcule le taux de détachement des particules sédimentaires en fonction de l'intensité des précipitations et des facteurs de l'équation

universelle de perte des sols (« USLE»). L'équation modifiée de Yalin (1992) est utilisée pour le transport et la déposition de sédiments sur les versants. Le transport en rivière n'est pas pris en compte pour ce modèle.

- Le modèle AnnAGNPS (Young *et al.*, 1989) utilise l'équation révisée de pertes de sol («RUSLE») pour calculer le taux d'érosion généré dans les rigoles et sur les versants. Le calcul de la déposition est basé sur la distribution de la granulométrie des sédiments et de la vitesse de sédimentation. Le transport en rivière est déterminé à l'aide de l'équation modifiée d'Einstein (1950) tandis que la capacité de transport de l'écoulement est évaluée à l'aide de l'équation de Bagnold (1980). La limitation de ce modèle réside dans le fait que l'équation RUSLE ne tient pas compte de la précipitation nette qui génère les ruissellements.

- Le modèle SWAT «Soil and Water Assessment Tool» (Neitsch *et al.*, 2011) utilise l'équation universelle modifiée de pertes de sol «MUSLE» exprimée en fonction du volume ruisselé, de la pointe de ruissellement et des facteurs de l'«USLE». Le transport en rivière est basé sur le concept de puissance de l'écoulement imaginé par Bagnold (1980) pour la dégradation du lit de la rivière et le transport des sédiments. La dégradation est ajustée en fonction des facteurs de l'«USLE» et le calcul de la déposition est basé sur la vitesse de sédimentation des particules. Il permet d'estimer la concentration de sédiments en suspension à l'exutoire d'un bassin versant sur une base événementielle. Ce modèle a démontré un grand potentiel dans la modélisation hydrologique pour les bassins à vocation agricole eu égard des résultats de son application en Amérique du Nord et ailleurs dans le monde (Douglas-Mankin *et al.*, 2010). La revue de la littérature disponible pour les applications de l'équation universelle modifiée des pertes «MUSLE» de sol à l'échelle mondiale présentée par Sadeghi *et al.* (2013) souligne l'importance de prendre en compte des conditions pour lesquelles le modèle a été originalement développé afin d'avoir des résultats de même ordre de grandeur.

#### **2.4.2 Modèles orientés vers les processus physiques**

Les modèles orientés processus sont basés sur les équations qui décrivent en plus grand détail les processus physiques liés à la mise en mouvement et au transport des sédiments. La formulation de ces équations s'appuie principalement sur les lois de conservation de la masse, de la quantité de mouvement et de l'énergie. Par exemple, le modèle distribué WEPP (Water Erosion Prediction Project) orienté processus développé par le «United States Department of Agriculture» permet de simuler les écoulements, l'érosion diffuse et l'érosion concentrée sur un bassin versant (Flanagan *et al.*, 1995). Le flux des sédiments est estimé à l'aide de l'équation

de conservation de la masse des sédiments à partir du taux de détachement des particules dans les rigoles et dans les inter-rigoles (Flanagan *et al.*, 1995). Le taux de détachement dans les rigoles s'exprime comme une fonction d'un certain nombre de facteurs dont : la capacité du transport de l'écoulement, un paramètre d'érodabilité, la contrainte de cisaillement de l'écoulement et la contrainte limite, le taux de détachement. Le taux de détachement des particules inter-rigoles est fonction de l'intensité de la pluie nette, du ruissellement diffus, d'un coefficient de transfert des sédiments (« Sediment Delivery Ratio»). La limitation de ce modèle réside essentiellement dans la complication résultant de la multiplication des paramètres à caler et la nécessité d'une grande quantité de données spatialisées pour son utilisation à l'échelle fine. Un grand effort de recherche a été aussi mis à contribution pour le développement des modèles hydrologique orientés processus pour le transport des sédiments à l'échelle du bassin versant en Amérique du Nord. On peut citer trois exemples : le modèle DWWSM «Dynamic Water Simulation Model» (Borah *et al.*, 2002) mise au point par ISWS (Illinois State Water Survey) en Illinois et le modèle KINEROS «KINEmatic runoff and EROsion model» (Smith *et al.*, 1995). Ces modèles nécessitent une discrétisation spatiale du bassin versant et une représentation mathématique laborieuse des processus. Ils requièrent habituellement un grand nombre de données en intrants et beaucoup de temps pour leur mise en œuvre.

### 3 SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE LA RECHERCHE

---

#### 3.1 Problématique et objectifs de la recherche

Les estuaires et les eaux côtières de l'Île-du-Prince-Édouard constituent un milieu de vie aquatique d'une grande richesse et subissent à la fois des contraintes issues des bassins versants adjacents et du Golfe du St-Laurent. Plusieurs intervenants de l'environnement à l'Île-du-Prince-Édouard reconnaissent la dégradation croissante de leurs conditions environnementales et les sédiments issus des activités agricoles intenses des bassins versants sont parmi les contraintes majeures qui contribuent à la détérioration de l'état qualitatif de l'eau de ces estuaires et eaux côtières (*Commission on land and local governance, 2009*). Les sédiments en suspension dans un cours d'eau augmentent la turbidité de l'eau et affectent négativement la plupart des organismes aquatiques (Alabaster & Lloyd, 1980; Bruton, 1985; Lisle & Lewis, 1992; Wood & Armitage, 1997). Des polluants ou des éléments toxiques pour plusieurs espèces aquatiques tels que les composés azoteux, des hydrocarbures, des métaux lourds ou des pesticides peuvent se fixer sur les particules sédimentaires en suspension et être transportés vers l'exutoire de la rivière (Ryan, 1991; Doeg & Koehn, 1994; Ashmore, 2000; Trambly *et al.*, 2008).

Les sols de l'Île-du-Prince-Édouard sont extrêmement sensibles à l'érosion hydrique et les pertes en sol agricole ont été reconnues comme un grand défi environnemental à long terme pour la province (PEI Department of Fisheries and Environment, 1996; Arsenault, 1997). Les études sur l'évaluation des pertes en sol de l'Île-du-Prince-Édouard ont montré que le taux de pertes peut atteindre des dizaines de tonnes par hectare et par an pour les terres cultivables (Kachanoski, 1992; Kachanoski & Carter, 1999). Une étude sur la réduction du risque de l'érosion hydrique par application des techniques de pratique de soutien pour toutes les provinces du Canada sur la période de 1981 à 1991, a démontré que la province de l'Île-du-Prince-Édouard accusait une augmentation de risque de 6% (Wall *et al.*, 1995). Par ailleurs, il existe actuellement peu de stations de jaugeage en continu de la CSS sur les rivières de l'Île-du-Prince-Édouard et les quelques données historiques disponibles ont été relevées ponctuellement ou sur une courte période.

L'objectif principal de la thèse est la caractérisation de la dynamique des flux sédimentaires en suspension et le développement d'outil de prédiction de la CSS pour certaines rivières de l'Île-du-Prince-Édouard avec bassins versants à plus ou moins grande vocation agricole.

Le but principal susmentionné de cette thèse est atteint par le développement et l'atteinte d'objectifs spécifiques. Ceux-ci incluent :

- 1) La caractérisation de la variabilité temporelle de la CSS. Cette caractérisation passe dans un premier temps par une quantification à l'aide des outils de mesures appropriés suivi d'une analyse statistique descriptive de ces données relevées. Plus précisément, deux techniques de mesure sont comparées dans le cadre des travaux de cette thèse : le turbidimètre optique et le profileur acoustique.
- 2) Le développement d'un outil de modélisation des CSS généraliste. Cette étape nécessite le développement d'un indice permettant d'adapter un modèle empirique à la modélisation multi-bassins et la prise en compte des caractéristiques d'utilisation du sol.
- 3) La comparaison de cette approche avec un modèle déterministe (SWAT) et une première application des deux modèles à une problématique de gestion : la détermination de la largeur optimale de la bande riveraine sur un bassin versant agricole.

Les hypothèses qui sont validées ainsi que les questions de la recherche pour cette thèse s'énoncent ainsi :

#### Hypothèse 1

Question : Les turbidimètres et les profileurs acoustiques Doppler sont-ils aussi performants l'un que l'autre pour faire le suivi continu des sédiments en suspension dans les rivières des bassins versants agricoles?

Formulation de l'hypothèse : La collecte des données par un profileur acoustique à effet Doppler permet d'avoir une bonne intégration de la concentration moyenne observée des profils verticaux des rivières à forte concentration sédimentaire en suspension.

#### Hypothèse 2

Question : Est-ce qu'un modèle empirique adapté pour la prise en compte de l'utilisation des terres agricoles peut être appliqué pour une modélisation multi-bassin ?

Formulation de l'hypothèse : un modèle statistique non paramétrique ANFIS guidé par les données des prédicteurs pertinents permet d'avoir une bonne estimation de la concentration des sédiments en suspension sur plusieurs bassins et serait un bon complément à un modèle déterministe.



### Hypothèse 3

Question : Est-ce qu'un modèle empirique peut-être aussi performant qu'un modèle déterministe à base physique?

Formulation de l'hypothèse : Un modèle statistique empirique de type ANFIS peut performer aussi bien que le modèle déterministe conceptuel à base physique SWAT pour l'estimation des concentrations de solides en suspension et il peut être utilisé pour des analyses de l'impact de diverses largeurs de la bande tampon riveraine sur la réduction des charges sédimentaires.

### **3.2 Suivi en continu des CSS et caractérisation de leur variabilité temporelle dans une rivière**

Cette section présente la synthèse des travaux qui ont été réalisés dans le cadre du premier objectif de la thèse et sont décrits en détails dans le chapitre 5 (Article 1). Le premier objectif de la thèse visait à comparer deux méthodes indirectes de suivi en continu des CSS dans une rivière et la caractérisation de leur variabilité temporelle en fonction d'autres variables hydrométéorologiques. Pour réaliser cet objectif, le potentiel d'utilisation des appareils à effet Doppler comme outil alternatif pour faire le suivi en continu des sédiments en suspension dans les rivières à forte concentration de solides en suspension comparativement à l'utilisation des turbidimètres a été validé dans un premier temps. Une analyse des relations entre les CSS et les variables hydrométéorologiques a permis par la suite de mettre en évidence les facteurs les plus prépondérants dans la dynamique sédimentaire de la rivière.

#### **3.2.1 Méthodologie**

La rivière Dunk, une des plus importantes rivières alluviales de l'IPE et drainant un bassin versant à vocation agricole, a été sélectionnée pour cette étude. Un courantomètre à effet Doppler de type Sentinel V ADCP et ainsi qu'un turbidimètre YSI 6136 ont été déployés pour faire le suivi en continu des CSS durant les périodes estivales de 2013 à 2016.

Un turbidimètre est un appareil qui donne la turbidité de l'eau en mesurant le voltage, souvent transformée en unités de turbidité néphélométrique (NTU), à l'aide de la radiation infra-rouge émise par l'appareil et rétrodiffusée par les particules sédimentaires en suspension. La turbidité des eaux des rivières, mesurée en NTU à l'aide du turbidimètre, a été par la suite convertie en unité des CSS (en  $\text{mg L}^{-1}$ ) à l'aide d'une courbe de calibration *in situ* élaborée pour chaque instrument. Ainsi, la calibration du turbidimètre a été effectuée à l'aide du mélange d'eau de la rivière et des sédiments de taille granulométrique inférieure ou égale à 63 microns

sur les sites. À chaque mélange d'eau et de sédiments dans un bac, pour différentes dosages, une lecture de la valeur de la turbidité en NTU a été enregistrée pour chaque échantillon. Les échantillons pris sur les sites ont été filtrés, séchés et pesés au laboratoire. L'entretien périodique du turbidimètre a permis de minimiser les effets d'accumulation d'un biofilm.

Pour l'ADCP, un profileur de maque Teledyne, modèle sentinel V a été déployé concomitamment avec la sonde de turbidité. Un courantomètre à effet Doppler ou ADCP permet en effet de mesurer la vitesse de l'eau ainsi que l'intensité de l'écho rétrodiffusé par les particules en suspension et il a avantage de pouvoir échantillonner une colonne d'eau qu'une sonde à turbidité. Une pompe à sédiments a été utilisée afin de larguer une eau turbide à débit constant en amont de l'endroit où il était ancré. Des échantillons à filtrer et des valeurs de NTU à l'aide d'une sonde de turbidité ont été pris instantanément immédiatement au-dessus de l'ADCP. La distance aveugle de l'ADCP a été fixée à 30 cm et la largeur de chaque couche (ou 'bin') à 15 cm. La relation entre l'intensité de l'écho en 'count' et la concentration sédimentaire en  $\text{mg L}^{-1}$  a été établie à l'aide d'une régression linéaire et de la formule simplifiée pour le sonar de Deines (1999). Les coefficients de cette régression linéaire ont été estimés par la méthode des moindres carrés et présentaient des p-values inférieures à un seuil de 5% au niveau du test statistique de significativité. Une analyse systématique des degrés de relation entre les CSS mesurées par l'ADCP et les autres variables (le débit, la précipitation et la vitesse de l'eau) a été effectuée à l'aide de deux indices de corrélation, à savoir le coefficient Spearman et le coefficient de Pearson. La caractérisation de la dynamique sédimentaire a été aussi effectuée partiellement en analysant le comportement des relations CSS-débit dans le temps pour les événements majeurs avec des mesures de CSS  $> 25 \text{ mg L}^{-1}$ .

### 3.2.2 Résultats

Les résultats pour les courbes de calibration utilisées pour convertir la turbidité en concentration sédimentaire pour les turbidimètres et pour convertir l'intensité des échos rétrodiffusés en concentration sédimentaire pour l'ADCP sont respectivement représentés par la Figure 5-2 et la Figure 5-3. Ainsi, l'analyse du graphique de la concentration en suspension en  $\text{mg L}^{-1}$  en fonction de la turbidité en NTU a montré une relation non linéaire de type de puissance avec un coefficient de Nash-Sutcliffe de 0,95 et un coefficient de détermination de 0,96. La relation ainsi obtenue pour la conversion de la turbidité en concentration sédimentaire s'écrit :

$$CSS = 0,69 \times (\text{Turbidité})^{1,13} \quad (3-1)$$

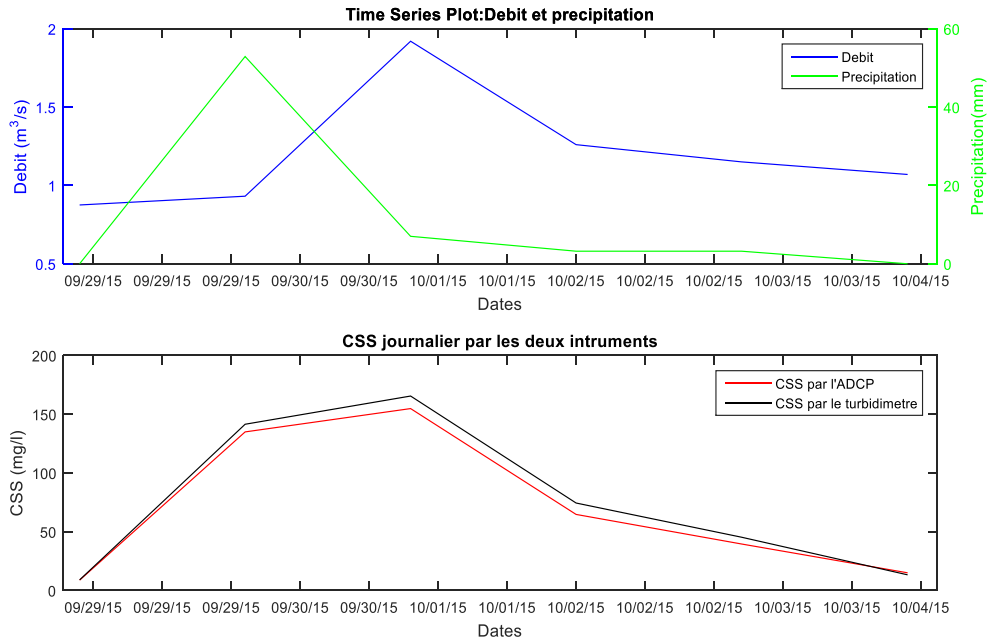
Où la CSS est exprimée en  $\text{mg L}^{-1}$  et la turbidité en NTU.

Pour la calibration de l'ADCP, l'analyse de régression entre  $10 \log_{10}(\text{CSS})$  et l'intensité de l'écho rétrodiffusé sous un seuil en dessous de 5% au niveau du test statistique de significativité pour les p-values a donné la relation :

$$10 \log_{10}(\text{CSS}) = 0,24 I_{db} - 39,3 \quad (3-2)$$

Où  $I_{db}$  représente la valeur de l'intensité (exprimée en unité count) de l'écho rétrodiffusé par l'ADCP.

Les pentes pour les relations entre les CSS calculées sur base deux approches de mesure indirectes varient entre 0,85 et 0,9 pour les quatre années examinées (Figure 5-4). Les valeurs de métriques statistiques pour l'évaluation de la performance entre les CSS obtenues par le turbidimètre et celles obtenues par l'ADCP montrent que les deux modes donnent des valeurs similaires (Tableau 5-1). Ainsi, en analysant les CSS obtenus par les deux instruments durant les événements de grande précipitation, il s'observe que la méthode acoustique fournit généralement des valeurs moins élevées comparativement à la méthode optique pour les CSS élevées (Figure 5-4). Les turbulences associées aux courants d'eau observées durant les événements à forts débits pourraient être une cause d'incertitude les mesures de l'ADCP. Les distances aveugles de cet appareil à la surface et près du fond sont aussi une autre source d'incertitude. De plus, en analysant l'allure de la courbe des CSS pour un exemple d'événement pluvieux (66,3 mm) du 29 septembre au 4 octobre 2015, on peut observer l'influence combinée des précipitations ainsi que le débit sur la variation des CSS dans le temps (Figure 3-1). Dans la figure 3-1, l'allure de la courbe des CSS montre qu'il y a dans un premier temps la montée rapide des concentrations (pente raide) associée à pluie intense (52,6 mm au deuxième jour), qui provoque probablement l'acheminement des grandes quantités de sédiments provenant de l'érosion des versants. Dans un deuxième temps, l'allure de la courbe des CSS s'accroît moins rapidement (pente faible après le deuxième jour) et atteint son maximum concomitamment avec le maximum pour le débit. Cet accroissement plus léger des CSS en suspension serait possiblement attribuable aux phénomènes de resuspension des sédiments dans la rivière et/ou d'érosion des berges. On observe par la suite que la succession de précipitations plus faibles maintient les concentrations relativement élevées ( $\text{CSS} \geq 25 \text{ mg/L}$ ) dans la rivière durant la phase de décrue.



**Figure 3-1 Exemple de l'évolution des CSS durant la phase crue et décrue pendant un événement pluvieux important.**

Pour la variation temporelle de la concentration sédimentaire en fonction de certains facteurs hydrométéorologiques (débit, précipitation et la vitesse de l'eau), les résultats d'analyse de corrélation selon les seuils des CSS sont présentés dans le tableau 5-2. Ainsi, pour les événements majeurs (CSS > 25 mg L<sup>-1</sup>), les indices de corrélation étaient relativement élevés pour le débit et la vitesse de l'eau. L'analyse des boucles d'hystérèse pour les relations entre les CSS et les débits a montré respectivement que 74,1%, 14,8% et 11,1% des événements majeurs (avec un total de 27 événements) présentaient des boucles d'hystérèse horaire, antihoraire et mixte. Des exemples des boucles typiques d'hystérèse obtenues pour cette étude, sont représentés dans la Figure 5-5. La prépondérance des hystérèses horaires indique habituellement que la source de sédiments (e.g. en provenance des versants) pouvant être mobilisés est épuisée relativement rapidement lors d'événements pluvieux importants.

### 3.3 Développement d'un modèle empirique de type ANFIS pour l'estimation des CSS dans une rivière

Cette section synthétise les travaux de recherche effectués pour le deuxième objectif de la thèse concernant la modélisation des CSS dans les rivières des bassins versants agricoles et dont les détails sont décrits dans le chapitre 6 (Article 2). L'estimation de la charge ou de la concentration sédimentaire en suspension à un point d'un bassin versant à l'aide d'un modèle

ANFIS nécessite idéalement la prise en compte de toutes les variables prépondérantes dans les processus physiques mises en jeu, c'est-à-dire de la production des sédiments à leur acheminement ou transport vers un exutoire . Une des critiques des modèles basés sur les données concerne leurs limites reliées aux difficultés de pouvoir prendre en compte les changements d'utilisation et de gestion de l'occupation du territoire. Pour atténuer partiellement ce problème, une variable appelée «Watershed Vulnerability Index» a été introduite dans un modèle ANFIS afin de tenir compte de la variation d'érodabilité des sols ainsi que la variation de l'utilisation et la gestion l'occupation d'un bassin versant dans l'estimation des CSS. De plus, ce modèle est général et a été développé sur plusieurs bassins versants.

### **3.3.1 Méthodologie**

Six bassins versants de la province l'IPE au Canada, à savoir les bassins versants des rivières Wilmot, Dunk, Mill, Cross, Wheatley et Souris, ont été sélectionnés pour cette étude et des sondes de turbidité ont été déployées à chacun des sites pour faire le suivi des CSS. Les instruments utilisés ont été calibrés *in situ* et les courbes de conversion de la turbidité (en NTU) en concentration sédimentaire (en  $\text{mg L}^{-1}$ ) pour les 6 rivières. Pour simuler l'évolution de la concentration des sédiments dans ces rivières, le modèle statique non-paramétrique ANFIS a été utilisé. A part le débit total, le débit de ruissellement et les précipitations qui ont été utilisés comme variables en entrée du modèle, la variable «Watershed Vulnerability Index» a été introduite pour la première fois au modèle ANFIS en combinaison avec les autres variables. Le développement de la variable «Watershed Vulnerability Index» est basé sur les facteurs clés de l'équation universelle des pertes de sol (USLE) tels que l'érodabilité des sols K et le facteur le facteur de couverture végétale et de gestion C. Le modèle ANFIS ainsi utilisé pour cette étude est basé sur un système hybride qui exploite la force d'apprentissage des réseaux de neurones artificiels ainsi que la facilité de compréhension linguistique du système à base de règles floues. Pour ce système neuro-flou, l'apprentissage est utilisé de manière adaptative afin d'ajuster les règles dans la base de connaissances et d'optimiser les fonctions d'appartenance du système. Cette approche hybride permet dans un premier temps d'utiliser l'estimateur des moindres carrés entre valeurs simulées et observées pour ajuster les paramètres de conclusion en fonction des paramètres des prémisses. Dans un deuxième temps et en sens inverse, l'algorithme de descente de gradient est utilisé pour ajuster les paramètres des prémisses en fonction des paramètres de conclusions. La technique de descente du gradient est une méthode basée sur la minimisation d'erreur pour adapter adéquatement les poids de la connexion. Après ajustement des paramètres initiaux, une analyse de sensibilité de la structure

du modèle a été effectuée pour trouver les règles floues, le nombre et les types fonctions d'appartenances optimaux à retenir pour le modèle final. Malgré que les six bassins versants à l'étude étaient relativement petits en superficie avec un temps de concentration probablement inférieure à un jour, nous avons choisis un pas de temps de simulation journalier pour cause des limites relatives aux disponibilités des données horaires. La base des données utilisée a été subdivisée en deux parties, l'une pour le calage du modèle et l'autre pour la validation du modèle. Ainsi, deux tiers des données ont été utilisés pour la phase d'apprentissage et le reste des données a été retenu pour la validation du modèle. Les fonctions GENFIS 1 et EVALFIS du programme Matlab (Mathworks, 2019) ont été utilisés pour le calcul du système d'inférence neuro-floue adaptif durant la phase d'entraînement et de test pour le modèle. L'évaluation de la performance du modèle a été effectuée par le biais des métriques statistiques (le coefficient de Nash-Sutcliffe NSE, l'erreur quadratique moyenne RMSE et le pourcentage de biais) les plus fréquemment utilisés dans la littérature aussi bien en mode de calage qu'en mode de validation. Le NSE est un équivalent de la corrélation. Le RMSE tient compte de la variance et du biais des simulations par rapport aux observations. Ainsi, le calcul des trois métriques NSE, RMSE et biais donne une évaluation similaire au KGE (Kling Gupta Efficiency), mais offre l'avantage de séparer les trois types d'information.

### **3.3.2 Résultats**

Les résultats pour le suivi en continu des CSS par les turbidimètres ont montré que la courbe de calibration permettant de convertir la turbidité en unité de concentration sédimentaire, était paramétrable par une fonction de type exponentielle pour les six rivières (Tableau 7-3). Le calcul de l'indice de vulnérabilité du bassin a démontré que cet indice a une valeur maximale pour la période de gel-dégel et diminue progressivement dès le début de la saison culturale pour finalement atteindre la valeur minimale lors de la période de maturation des cultures (Figure 7-5). Il a été noté qu'il y a une corrélation entre la variation saisonnière de l'indice et la variation des CSS. De plus, le pourcentage en terres en utilisation agricole ainsi que le facteur des cultures et de gestion de pratiques culturales sont beaucoup plus influents pour l'indice de vulnérabilité du bassin comparativement au facteur d'érodabilité du sol.

Pour la simulation de l'évolution des CSS dans les six rivières par le modèle ANFIS, les résultats sont présentés graphiquement par la Figure 7-7. Ainsi, les valeurs de métriques statistiques pour l'évaluation de la performance du modèle obtenues montrent que le modèle ANFIS simule adéquatement l'évolution des CSS dans toutes les rivières (Tableau 7-4). De

plus, il a été remarqué que la meilleure performance a été obtenue lorsque les précipitations, le débit total et l'indice de vulnérabilité des bassins versants ont été utilisés comme variables d'entrée du modèle. Ce résultat met ainsi en évidence le rôle prépondérant du débit dans la capacité des transports sédimentaires pour la rivière et ainsi que le rôle des ressources en sédiments (fonction des caractéristiques bassins versants) dans la variation du bilan en charge sédimentaire.

La simulation des CSS à l'aide du modèle ANFIS multi-bassins a donné des valeurs du critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe de 0,85 pour les six rivières durant la phase calibration et des coefficients de Nash-Sutcliffe variant de 0,61 à 0,83 durant la phase de validation (Tableau 7-5).

En comparant les résultats du modèle ANFIS à bassins versants multiples et ceux du modèle à un seul bassin versant en phase de validation, on peut constater que les coefficients de Nash-Sutcliffe ont été réduits de 1,20% pour la rivière Cross, de 3,48% pour la rivière Souris et de 1,22% pour la rivière Wheatley tandis qu'ils aient été augmentés de 9,09% pour la rivière Dunk, de 7,04% pour la rivière Wilmot et de 1,25% pour la rivière Mill. De plus, le résultat sur le test de la stabilité du modèle multi-bassins montre que les coefficients de Nash-Sutcliffe sont moyennement au-dessus 0,7 et que la plus faible valeur obtenue était supérieure à 0,5 (Figure 7-9).

### **3.4 Application d'un modèle empirique ANFIS pour la réduction de la charge sédimentaire en fonction de largeur de la bande riveraine et analyse comparative avec le modèle déterministe SWAT**

Cette section synthétise les travaux de recherche concernant le troisième objectif de la thèse, dont les détails sont présentés dans le chapitre 9 (article 3). Le modèle ANFIS étant non-paramétrique et basé sur l'apprentissage à l'aide de séries chronologiques, il peut apparaître difficile a priori d'inclure la notion de variabilité de l'utilisation du territoire en intrant. Malgré qu'il ait été démontré au chapitre précédent que l'inclusion d'une telle variable améliore grandement la capacité prédictive d'un modèle ANFIS, une évaluation d'un tel modèle dans un cadre de gestion d'impact de changement de gestion et d'utilisation du territoire d'un bassin versant, revêt une grande importance. Ainsi, sa capacité prédictive dans le cadre de détermination d'une largeur efficace en fonction du taux de rétention des sédiments a été évaluée dans un cadre comparatif avec le modèle déterministe SWAT pour cette étude.

### 3.4.1 Méthodologie

La rivière Mill de l'IFE a été sélectionnée pour cette étude et les données sur les concentrations sédimentaires ont été recueillies en utilisant un turbidimètre pour la période allant du 15 Mai 2013 au 30 septembre 2017. Le modèle ANFIS et le modèle SWAT ont été utilisés pour estimer les CSS et les charges sédimentaires dans la rivière dans un cadre comparatif. L'effet de l'augmentation de largeur de bandes riveraines sur la capacité de rétention des sédiments et en conséquence sur les concentrations de SS en rivière a été simulé pour le modèle SWAT et le modèle ANFIS en considérant des largeurs allant de 15 m à 100 m. L'évaluation de la performance des deux modèles a été effectuée en utilisant les mêmes critères statistiques durant les phases de calibration et de validation. Pour le modèle ANFIS, la simulation des concentrations des sédiments a été effectuée en utilisant le débit, les précipitations ainsi que le facteur de vulnérabilité du bassin versant comme prédicteurs. Ainsi, les fonctions GENFIS 1 et EVALFIS du programme Matlab (Mathworks, 2019) ont été utilisées pour le calcul du système d'inférence neuro-flou adaptif durant la phase d'entraînement et de test pour le modèle. Pour le modèle SWAT, l'interface graphique ArcSWAT 2012 a été utilisée pour délimiter le bassin versant en 25 sous-bassins qui ont été par la suite subdivisés en 479 Unités de Réponses Hydrologiques. Ainsi, pour chaque Unité de Réponse Hydrologique, le calcul des flux sédimentaires s'effectue à l'aide de l'équation universelle de pertes de sol modifiée «MUSLE» (Neitsch *et al*, 2011) suivant :

$$Sed = 11.8(Q_{surf} \cdot q_p \cdot Aire_{URH})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (3-3)$$

Où *Sed* représente le flux de sédiments du jour considéré (*t/j*);  $Q_{surf}$  le volume d'eau ruisselé en surface (mm/ha),  $q_p$  le débit de pointe de ruissellement ( $m^3/s$ ),  $Aire_{URH}$  la surface de l'Unité de Réponse Hydrologique (ha),  $K_{USLE}$  le facteur d'érodabilité du sol ( $tonne \cdot m^2 \cdot h / m^3 \cdot tonne \cdot cm$ ),  $C_{USLE}$  le facteur de culture /végétation et de gestion,  $P_{USLE}$  le facteur de pratique de soutien et de conservation,  $LS_{USLE}$  le facteur de longueur et d'inclinaison de la pente,  $CFRG$  le facteur brut de fragmentation qui est fonction du pourcentage des fragments rocheux ( $CFRG = \exp(-0.053 \cdot rock)$ ) et  $rock$  étant le pourcentage des fragments rocheux dans la première couche de sol.

La calibration du modèle SWAT a été effectuée manuellement en ajustant itérativement les paramètres et par la comparaison des sorties du modèle aux valeurs observées. Les paramètres les plus sensibles qui ont été calibrés sont présentés dans la section 9.4.2. Les méthodes utilisées en définitive pour les calculs des bilans hydrologiques et sédimentaires ont été choisies parmi les options disponibles dans SWAT sur base de performances obtenues



durant les essais de simulations par le modèle. Le module hydrologique de SWAT a permis de simuler le débit pour la période allant de janvier 2007 à décembre 2015 pour la phase de calibration. Pour le réchauffement du modèle et pour la validation du modèle hydrologique, les données pour la période de janvier 2000 à décembre 2003 et pour la période de janvier 2004 à décembre 2006 ont été utilisées respectivement. Pour la simulation de la charge sédimentaire, les données pour la période allant de mai 2013 à décembre 2015 et de janvier 2016 à septembre 2017 ont été utilisées respectivement pour la calibration et la validation du modèle SWAT.

### **3.4.2 Résultats**

La simulation des débits à l'aide du module hydrologique de SWAT a donné des valeurs du critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe de 0,81 et 0,78 respectivement sur les périodes de calibration et de validation. Le rapport des erreurs quadratiques moyennes et le pourcentage de biais étaient respectivement 0,53 et -17,6 % pour la phase calibration, tandis qu'ils étaient égales à 0,55 et -24,4% respectivement pour la phase validation. Malgré une bonne performance démontrée par ces indicateurs statistiques, il a été remarqué que le modèle SWAT sous-estime le débit. En plus des facteurs invoqués dans la littérature, la sous-estimation du débit par le modèle SWAT est aussi probablement due à l'éloignement des stations de relevé des mesures des précipitations ne permettant de capter adéquatement la variation spatiale des précipitations.

Pour l'estimation des concentrations en sédiments, la concordance entre les valeurs observées et simulées par le modèle est mise en évidence par les valeurs près de 1 des pentes pour les droites régressions linéaires obtenues par ajustement entre observations et simulations (Figure 9-3 et Figure 9-4). De plus, les deux modèles présentent de bonnes performances et dans l'ordre comparable selon les indices statistiques obtenues (Tableau 9-4). Ainsi, les coefficients de Nash-Sutcliffe sont 0,76 et 0,71 respectivement pour la phase de calibration et de validation pour le modèle SWAT. Les valeurs de ces coefficients pour le modèle ANFIS sont égales à 0,79 et 0,75 respectivement pour la phase de calibration et de validation.

Pour l'estimation des charges sédimentaires, les résultats de la simulation montrent aussi une sous-estimation de 24% et 22% pour le modèle SWAT, respectivement pour la calibration et la validation. Les charges totales observées étaient de 6445.3 tonnes et 954 tonnes pour les périodes de calibration et de validation, respectivement. Le modèle ANFIS quant à lui, a démontré une surestimation de 1,7 % durant la phase de calibration et une sous-

estimation de 13% lors de la validation du modèle pour les charges sédimentaires. La différence des résultats pour les deux modèles s'expliquerait en partie par le fait que SWAT simule d'abord le débit et utilise les débits simulés pour modéliser les CSS, alors qu'ANFIS utilise le débit mesuré comme une variable d'entrée du modèle. De plus, la résolution spatiale relativement grossière dans le modèle numérique de terrain a certainement un impact négatif sur la précision des résultats de simulation pour le modèle SWAT. Une calibration automatisée serait une option intéressante pour les investigations futures pour une rapide optimisation et efficace des paramètres dans le modèle SWAT.

Le taux de rétention maximal pour les charges sédimentaires a été estimé à 30,5 % pour le modèle ANFIS et 36,2 % pour le modèle SWAT pour une bande riveraine d'une largeur égale 100 m. De tels taux, inférieurs à 40 % s'expliqueraient en partie par des incertitudes des modèles mais surtout par le fait qu'une portion importante des sédiments en suspension proviennent probablement de phénomènes de resuspension, de charriage des sédiments de fond et d'érosion des berges. Ces phénomènes se produisent en rivière et la largeur de la bande riveraine n'y change rien. La courbe du taux de rétention des sédiments en fonction de la largeur de la bande riveraine évolue asymptotiquement pour les valeurs de largeur de bande supérieures à 50 m (Figure 9-5). On remarque que le doublage de largeur de la bande riveraine (50 m à 100 m pour la largeur) engendre seulement une augmentation du taux de rétention en sédiment de 4,6% pour le modèle ANFIS et 4,0% pour le modèle ANFIS. Une courbe exponentielle a été ajustée aux points de la Figure 9-5 pour permettre l'interpolation et éventuellement l'extrapolation des valeurs de pourcentage du taux réduction en sédiment en fonction de la valeur de la largeur riveraine correspondante (Tableau 9-5).

### **3.5 Conclusion et perspectives**

Ce travail de recherche a d'abord permis de valider le potentiel d'utilisation de l'ADCP dans une rivière à forte concentration sédimentaire et il a été trouvé que les valeurs des CSS obtenues par l'ADCP étaient très proches à celles obtenues par un turbidimètre. L'adéquation entre les mesures provenant de ces deux méthodes a rarement été testée sur de petits cours d'eau. En effet, la majorité des études de ce type ont été effectuées en milieux côtier ou sur de grandes rivières. Des études supplémentaires sont nécessaires pour évaluer avec précision les résultats des deux méthodes de mesure indirectes de CSS par un échantillonnage automatique *in situ* lors des événements majeurs. L'analyse pour les différents indices de corrélation a montré que les CSS élevés étaient beaucoup plus corrélés au débit et à la vitesse de l'eau

qu'aux précipitations. La prédominance des boucles d'hystérèse antihoraire pour la relation CSS-débit a été mise en évidence pour les événements dont les CSS dépassent une valeur de  $25 \text{ mg L}^{-1}$  et s'expliquerait en grande partie par la source des sédiments et les caractéristiques des averses (nature et fréquence). Des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour approfondir d'avantage les relations entre les CSS et les variables explicatives pour le transport sédimentaire et afin de développer des outils de modélisation possiblement plus efficaces pour l'estimation des charges sédimentaires. Pour les travaux futurs, une analyse minutieuse des relations temporelles et spatiales des relevés pluviométriques, provenant d'un réseau plus dense de stations, seraient utiles pour améliorer la caractérisation de la dynamique des sédiments en fonction des précipitations.

Le présent travail a ensuite permis de vérifier la performance d'un modèle ANFIS sur un certain nombre de bassins en utilisant des variables pertinentes et dont les données sont disponibles. Une des critiques des modèles basés sur les données comme ANFIS concerne les limites du modèle liées à la prise en compte des changements d'utilisation et de gestion du territoire. Pour atténuer partiellement ce problème, un indice de vulnérabilité d'un bassin versant à l'érosion hydrique a été développé et incorporé au modèle ANFIS. Dans la présente étude, la performance d'un modèle statistique non-paramétrique ANFIS a été évaluée pour l'estimation des concentrations sédimentaires en suspension dans six rivières. Différentes combinaisons d'intrants ont été testées, notamment les précipitations, le taux de ruissellement en surface, le débit total et un paramètre qui tient compte de la variabilité temporelle de l'érodibilité du sol en fonction du type de sol et de culture. L'introduction de l'indice de vulnérabilité du bassin versant a considérablement amélioré la capacité prédictive du modèle ANFIS à estimer les CSS dans les rivières. À la connaissance des auteurs, il s'agissait d'une première tentative intégrant une telle entrée dans un modèle empirique pour l'estimation des CSS dans les rivières des bassins versants agricoles. En outre, la présente étude a permis de tester le potentiel d'application d'un tel modèle ANFIS sur plusieurs bassins versants de manière globale. Les résultats du modèle multi-bassins versants ont été plus meilleurs par rapport à ceux du modèle ANFIS élaboré pour des rivières individuelles. Les performances du modèle ANFIS à plusieurs bassins versants ont varié en fonction des différents ensembles flous utilisés pour la phase d'entraînement, mais n'ont jamais perdu leur capacité prédictive (Coefficient de Nash-Sutcliffe  $> 0,5$ ), ce qui indique encore une fois que l'approche peut être utilisée à une échelle régionale où les ensembles flous couvrent la plupart des conditions survenant sur des bassins versants individuels. Il s'est avéré que la performance de ce type de modèle est adéquate et que le processus d'entraînement du modèle est relativement facile et il pourrait être envisagé qu'il soit éventuellement appliqué à un

plus grand nombre de cours d'eau avec des configurations d'utilisation du territoire différentes (types de cultures, couverture spatiale, etc.). De nouvelles investigations et des travaux supplémentaires sont nécessaires pour voir comment la variation spatiale de l'indice, à l'intérieur d'un bassin versant, peut affecter les CSS et pour réexaminer la nécessité de redimensionner l'indice de vulnérabilité du bassin versant par zone de drainage à plus petite échelle.

Le présent travail a enfin permis la comparaison des résultats de simulation des CSS par une approche statistique non paramétrique (ANFIS) avec un modèle déterministe (SWAT) ainsi qu'une première application des deux modèles à une problématique de gestion à savoir la détermination de la largeur efficace de la bande riveraine sur un bassin versant agricole. Pour les deux modèles, les valeurs estimées des CSS étaient plus proches des valeurs mesurées dans la plupart des cas pour les périodes de calibration que de validation, tandis que les métriques statistiques étaient meilleures pour le modèle ANFIS par rapport au modèle SWAT. Les deux modèles ont suggéré presque la même largeur efficace de la bande riveraine pour la rétention des sédiments, indiquant une performance crédible du modèle ANFIS pour simuler les effets de la variation de l'occupation du sol sur les concentrations sédimentaires dans une rivière. La présente étude constitue un premier cas d'exploration visant à tester la fiabilité d'un modèle empirique par rapport à un modèle déterministe d'estimation de sédiments pour la gestion future de facteurs de génération des sédiments tels que l'utilisation des terres et la couverture végétale dans un bassin versant agricole. Les résultats pour les deux approches de modélisation permettent aussi d'offrir un choix d'outils d'aide de décision pour les gestionnaires des bassins versants afin de planifier des pratiques de gestion bénéfiques ou de formuler leurs politiques environnementales pour les zones riveraines. Étant donné que l'application de ces deux modèles fournit des estimations de première approximation, une enquête de suivi des CSS sur le long terme est nécessaire pour permettre une comparaison avec des données empiriques quant à l'efficacité de différentes largeurs de la bande riveraine sur la rétention des sédiments.

## 4 BIBLIOGRAPHIE POUR LA SYNTHÈSE

---

- Aich V, Zimmermann A & Elsenbeer H (2014) Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? *CATENA* 122:120-129.
- Alabaster JS & Lloyd RS (1980) *Water quality criteria for freshwater fish*. UN Food and Agriculture Organisations, Butterworths, London. 297 p
- Ariathurai R & Arulanandan K (1978) Erosion rates of cohesive soils. *Journal of the hydraulics division* 104(2):279-283.
- Arsenault JP (1997) Cultivating Island solutions-Round Table on Ressource Land Use and Stewardship. *Charlottetown, Prince Edward Island, Beryl Bujosevich, the Queen's Printer*.
- Ashmore P (2000) Recent (1995–1998) Canadian research on contemporary processes of river erosion and sedimentation, and river mechanics. *Hydrological Processes* 14(9):1687–1706.
- Bagnold RA (1980) An empirical correlation of bedload transport rates in flumes and natural rivers. *Proceedings of the Royal Society of London. A. Mathematical and Physical Sciences* 372(1751):453-473.
- Beasley DB & Huggins LF (1981) ANSWERS users manual. *EPA-905/9-82-001. US Environmental Protection Agency, Chicago*.
- Borah D, Xia R, Bera M, Singh V & Frevert D (2002) DWSM-a Dynamic Watershed Simulation Model. *Mathematical models of small watershed hydrology and applications* :113-166.
- Bruton M (1985) The effects of suspensoids on fish. *Perspectives in Southern Hemisphere Limnology*, Springer. p 221-241.
- Bryan RB (2000) Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. *Geomorphology* 32(3–4):385-415.
- Chikita KA, Kemnitz R & Kumai R (2002) Characteristics of sediment discharge in the subarctic Yukon River, Alaska. *CATENA* 48(4):235-253.
- Cigizoglu HK (2004) Estimation and forecasting of daily suspended sediment data by multi-layer perceptrons. *Advances in Water Resources* 27(2):185-195.
- Collins AL & Walling DE (2004) Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28(2):159-196.
- Commission on land and local governance (2009) Report of Commission on Land and Local Governance, Charlottetown, Communications PEI-Document Publishing Centre.
- De Vente J & Poesen J (2005) Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews* 71(1–2):95-125.
- Dodds WK & Whiles MR (2004) Quality and Quantity of Suspended Particles in Rivers: Continent-Scale Patterns in the United States. *Environmental Management* 33(3):355-367.
- Doeg T & Koehn J (1994) Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. *Regulated Rivers: Research & Management* 9(4):263-277.
- Douglas-Mankin K, Srinivasan R & Arnold J (2010) Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: Current developments and applications. *Trans. ASABE* 53(5):1423-1431.
- Eder A, Strauss P, Krueger T & Quinton JN (2010) Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). *Journal of Hydrology* 389(1):168-176.
- Einstein HA (1950) The bed-load function for sediment transportation in open channel flows. *US Department of Agriculture. Technical Bulletin*. 1026.

- Flanagan DC, Ascough II JC, Nicks AD, Nearing MA & Laflen JM (1995) Overview of the WEPP Erosion Prediction Model. *USDA-Water Erosion Prediction Project : Hillslope profile and watershed nodel documentation*, USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory. NSERL Report No. 10, West Lafayette, Indiana 47907.
- Gao P (2008) Understanding watershed suspended sediment transport. *Progress in Physical Geography* 32(3):243-263.
- Gartner JW (2004) Estimating suspended solids concentrations from backscatter intensity measured by acoustic Doppler current profiler in San Francisco Bay, California. *Marine Geology* 211(3):169-187.
- Ghaffari P, Azizpour J, Noranian M, Chegini V, Tavakoli V & Shah-Hosseini M (2011) Estimating suspended sediment concentrations using a broadband ADCP in Mahshahr tidal channel. *Ocean Science Discussions* 8(4):1601-1630.
- Giménez R & Govers G (2002) Flow Detachment by Concentrated Flow on Smooth and Irregular Beds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(5):1475-1483.
- Godjevac JÉ (1999) *Idées nettes sur la logique floue*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne. 128 p
- Gordon ND, McMahon TA, Finlayson BL & Gippel CJ (2004) *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons. 444 p
- Graf W & Altinakar M (2000) *Hydraulique Fluviale, Traité de Génie Civil*, vol. 16. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.
- Guillaume S & Charnomordic B (2013) Systèmes d'inférence floue: collaboration expertise et données dans un environnement de modélisation intégrée à l'aide de FisPro. *Revue d'intelligence artificielle—no 1*:26.
- Hamaamin Y, Nejadhashemi A, Zhang Z, Giri S & Woznicki S (2016) Bayesian Regression and Neuro-Fuzzy Methods Reliability Assessment for Estimating Streamflow. *Water* 8(7):287.
- Haykin S (1999) *Neural networks: a comprehensive foundation* 2nd edition. Upper Saddle River, NJ, the US: Prentice Hall.
- Hjulström F (1935) Studies on the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris, Bulletin. *Geological Institute Uppsala* 25:221-227.
- Horowitz AJ (2003) An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrological Processes* 17(17):3387-3409.
- Hould-Gosselin G, Rousseau AN, Gumiere SJ, Hallema DW, Ratté-Fortin C, Thériault G & Bochove E (2016) Modeling the sediment yield and the impact of vegetated filters using an event-based soil erosion model—a case study of a small Canadian watershed. *Hydrological Processes* 30(16):2835-2850.
- Jang JSR (1993) ANFIS: adaptive-network-based fuzzy inference system. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on* 23(3):665-685.
- Jomaa S, Barry DA, Brovelli A, Heng BCP, Sander GC, Parlange JY & Rose CW (2012) Rain splash soil erosion estimation in the presence of rock fragments. *CATENA* 92(0):38-48.
- Kachanoski RG (1992) Evaluation of soil loss rates under different soil and cropping practices in Prince Edward Island. *University of Guelph. Guelph*.
- Kachanoski RG & Carter MR (1999) Landscape position and soil redistribution under three soil types and land use practices in Prince Edward Island. *Soil and Tillage Research* 51(3–4):211-217.
- Kinnell PIA (2005) Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: a review. *Hydrological Processes* 19(14):2815-2844.
- Kinnell PIA & Risse LM (1998) USLE-M: Empirical Modeling Rainfall Erosion through Runoff and Sediment Concentration. *Soil Science Society America Journal* 62(6):1667-1672.

- Kisi O (2004) Daily suspended sediment modelling using a fuzzy differential evolution approach/Modélisation journalière des matières en suspension par une approche d'évolution différentielle floue. *Hydrological sciences journal* 49(1):183-197.
- Kisi O (2005) Suspended sediment estimation using neuro-fuzzy and neural network approaches/Estimation des matières en suspension par des approches neurofloues et à base de réseau de neurones. *Hydrological Sciences Journal* 50(4).
- Kisi O, Haktanir T, Ardiclioglu M, Ozturk O, Yalcin E & Uludag S (2009) Adaptive neuro-fuzzy computing technique for suspended sediment estimation. *Advances in Engineering Software* 40(6):438-444.
- Kostaschuk R, Best J, Villard P, Peakall J & Franklin M (2005) Measuring flow velocity and sediment transport with an acoustic Doppler current profiler. *Geomorphology* 68(1):25-37.
- Le Bissonnais Y, Cerdan O, Lecomte V, Benkhadra H, Souchère V & Martin P (2005) Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *CATENA* 62(2-3):111-124.
- Lenzi MA, Mao L & Comiti F (2003) Interannual variation of suspended sediment load and sediment yield in an alpine catchment. *Hydrological Sciences Journal* 48(6):899-915.
- Lisle TE & Lewis J (1992) Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(11):2337-2344.
- Ludwig W & Probst J-L (1998) River sediment discharge to the oceans; present-day controls and global budgets. *American Journal of Science* 298(4):265-295.
- Mailhot A, Rousseau A, Talbot G, Gagnon P & Quilbé R (2008) A framework to estimate sediment loads using distributions with covariates: Beaurivage River watershed (Québec, Canada). *Hydrological processes* 22(26):4971-4985.
- Mamdani EH (1977) Application of fuzzy logic to approximate reasoning using linguistic synthesis. *Computers, IEEE Transactions on* 100(12):1182-1191.
- McCulloch W & Pitts W (1943) A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics* 5(4):115-133.
- Mehta AJ, Hayter EJ, Parker WR, Krone RB & Teeter AM (1989) Cohesive sediment transport. I: Process description. *Journal of Hydraulic Engineering* 115(8):1076-1093.
- Meybeck M, Laroche L, Dürr HH & Syvitski JPM (2003) Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Global and Planetary Change* 39(1):65-93.
- Meyer LD & Wischmeier WH (1969) Mathematical Simulation of the Process of Soil Erosion by Water. *Transactions of the ASABE* 12 (6): 0754-0758.
- Minella JP, Merten GH, Reichert JM & Clarke RT (2008) Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrological processes* 22(12):1819-1830.
- Moss AJ, Walker PH & Hutka J (1979) Raindrop-stimulated transportation in shallow water flows: An experimental study. *Sedimentary Geology* 22(3-4):165-184.
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR & Williams JR (2011) *Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009*. Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406, College Station, Texas 77843-2118
- Nord G (2006) Modélisation à base physique des processus de l'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle. Thèse de doctorat. Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
- Nour M, Smith D, Gamal El-Din M & Prepas E (2006) Neural networks modelling of streamflow, phosphorus, and suspended solids: application to the Canadian Boreal forest. *Water Science and Technology* 53(10):91-99.
- PEI Department of Fisheries and Environment (1996) Water on Prince Edward Island: understanding the resource, knowing the issues. Montague: Prince Edward Island Department of Fisheries and Environment. .

- Rajae T, Mirbagheri SA, Zounemat-Kermani M & Nourani V (2009) Daily suspended sediment concentration simulation using ANN and neuro-fuzzy models. *Science of The Total Environment* 407(17):4916-4927.
- Restrepo JD, Kjerfve B, Hermelin M & Restrepo JC (2006) Factors controlling sediment yield in a major South American drainage basin: the Magdalena River, Colombia. *Journal of Hydrology* 316(1-4):213-232.
- Rienzi EA, Fox JF, Grove JH & Matocha CJ (2013) Interrill erosion in soils with different land uses: The kinetic energy wetting effect on temporal particle size distribution. *CATENA* 107(0):130-138.
- Romano G, Abdelwahab OMM & Gentile F (2018) Modeling land use changes and their impact on sediment load in a Mediterranean watershed. *CATENA* 163:342-353.
- Ryan PA (1991) Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand journal of marine and freshwater research* 25(2):207-221.
- Sadeghi SHR, Gholami L, Khaledi Darvishan A & Saeidi P (2013) A review of the application of the MUSLE model worldwide. *Hydrological Sciences Journal* 59(2):365-375.
- Salajegheh A, Fathabadi A, Salajegheh S & Sanjari M (2011) Investigation of the multi layer perceptron, fuzzy logic and neuro-fuzzy for estimating of suspended load *International Conference on Chemical, Biological and Environment Sciences. Bangkok*.
- Seeger M, Errea M-P, Begueria S, Arnáez J, Martí C & Garcia-Ruiz J (2004) Catchment soil moisture and rainfall characteristics as determinant factors for discharge/suspended sediment hysteretic loops in a small headwater catchment in the Spanish Pyrenees. *Journal of Hydrology* 288(3-4):299-311.
- Smith RE, Goodrich DC, Woolhiser DA & Unkrich CL (1995) KINEROS-A kinematic runoff and erosion model. *Computer models of watershed hydrology*, Singh VP (Édit.) Water Resources Publications, FortCollins, CO. p 697-732.
- Takagi T & Sugeno M (1985) Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *Systems, Man and Cybernetics, IEEE Transactions on* (1):116-132.
- Tayfur G, Ozdemir S & Singh VP (2003) Fuzzy logic algorithm for runoff-induced sediment transport from bare soil surfaces. *Advances in water resources* 26(12):1249-1256.
- The MathWorks I (2019) Matlab: Curve Fitting Toolbox™ User's Guide. R2019a. Available online: [https://www.mathworks.com/help/pdf\\_doc/curvefit/curvefit.pdf](https://www.mathworks.com/help/pdf_doc/curvefit/curvefit.pdf) (accessed on 10 April 2019).
- Tramblay Y, St-Hilaire A & Ouarda TBMJ (2008) Frequency analysis of maximum annual suspended sediment concentrations in North America / Analyse fréquentielle des maximums annuels de concentration en sédiments en suspension en Amérique du Nord. *Hydrological Sciences Journal* 53(1):236-252.
- van Vliet J, Bregt AK, Brown DG, van Delden H, Heckbert S & Verburg PH (2016) A review of current calibration and validation practices in land-change modeling. *Environmental Modelling and Software* 82:174-182.
- Wall GJ, Pringle EA, Padbury GA, Rees HW, Tajek J, van Vliet LJP, Stushnoff CT, Eilers RG & Cossette J-M (1995) Erosion. *The health of our soils - toward sustainable agriculture in Canada*, Acton DF & Gregorich LJ (Édit.) Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Ont. p 61-67.
- Walling D & Fang D (2003) Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and planetary change* 39(1-2):111-126.
- Wang B, Zheng F, Römken MJM & Darboux F (2013) Soil erodibility for water erosion: A perspective and Chinese experiences. *Geomorphology* 187(0):1-10.
- Wischmeier WH & Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning [USA]. *United States. Dept. of Agriculture. Agriculture handbook (USA)*.



- Wohl E, Bledsoe BP, Jacobson RB, Poff NL, Rathburn SL, Walters DM & Wilcox AC (2015) The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience* 65(4):358-371.
- Wood PJ & Armitage PD (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management* 21(2):203-217.
- Yalin MS (1992) *River mechanics*. Pergamon Press, Oxford.
- Young RA, Onstad C, Bosch D & Anderson W (1989) AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of soil and water conservation* 44(2):168-173.
- Zadeh LA (1965) Fuzzy sets. *Information and control* 8(3):338-353.
- Zadeh LA (1975) Calculus of fuzzy restrictions. In *Fuzzy sets and their applications to cognitive and decision processes*, Academic press. p 1-39.
- Zonta R, Collavini F, Zaggia L & Zuliani A (2005) The effect of floods on the transport of suspended sediments and contaminants: A case study from the estuary of the Dese River (Venice Lagoon, Italy). *Environment International* 31(7):948-958.

## **Deuxième partie**

# **ARTICLES**

## 5 PREMIER ARTICLE

---

### **Comparison of acoustic to optical backscatter continuous measurements of suspended sediment concentrations and their characterization in an agriculturally impacted river**

Comparaison des mesures en continu de la concentration de sédiments en suspension par rétrodiffusion acoustique et optique et leur caractérisation dans une rivière impactée par l'agriculture.

**Auteurs :**

**Zacharie Sirabahenda<sup>1</sup>, André St-Hilaire<sup>1</sup>, Simon C. Courtenay<sup>2</sup> et Michael R. van den Heuvel<sup>3</sup>**

<sup>1</sup> Canadian Rivers Institute, INRS-ETE, 490 Rue de la Couronne, Québec City, QC G1K 9A9, Canada.

<sup>2</sup> Canadian Rivers Institute, School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, 200 University Avenue West, Waterloo, ON N2L 3G1, Canada.

<sup>3</sup> Canadian Rivers Institute, Department of Biology, University of Prince Edward Island, 550 University Avenue, Charlottetown, PEI C1A 4P3, Canada.

**Titre de la revue :** Water, publié 10 Mai 2019, <https://doi.org/10.3390/w11050981>.

**Contribution des auteurs :**

L'idée qui a mené à l'article a été élaborée par Z Sirabahenda et le Pr. André St-Hilaire, avec la collaboration des co-directeurs Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel. Le travail de terrain pour la collecte des données, les analyses et la rédaction ont été effectués par l'étudiant (Zacharie Sirabahenda) sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel. Le processus de correction et de réponse aux commentaires des réviseurs a été effectué par l'étudiant sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel.

## 5.1 Résumé

La perte accrue des sols dans un bassin versant agricole soulève des défis pour la qualité de l'eau des rivières, et une surveillance automatisée et fiable des concentrations de sédiments en suspension (CSS) est cruciale pour évaluer la variation des bilans sédimentaires dans les systèmes. Les objectifs de cette étude étaient (1) de vérifier si un courantomètre à effet Doppler (ADCP) donnerait des résultats similaires aux mesures par une sonde de turbidité en tant qu'outil de surveillance à haute fréquence pour les sédiments en suspension; et (2) analyser la relation entre les facteurs de production de sédiments et les CSS dans un bassin versant agricole typique. Les capteurs de rétrodiffusion acoustique et optique ont été utilisés pour collecter des données des CSS pendant les saisons sans couvert de neige pendant quatre années consécutives dans la rivière Dunk (Î.-P.-É., Canada). Les pentes des relations entre les deux mesures indirectes des CSS ne différaient pas significativement de 1. Les corrélations entre les CSS et les variables hydrométéorologiques ont montré que les valeurs élevées des CSS étaient davantage associées au débit et à la vitesse de l'eau qu'aux précipitations. Cette étude a mis en évidence le grand potentiel de l'ADCP pour la surveillance continue des sédiments en suspension dans un bassin versant agricole. Pour les périodes estivales, la prévalence des boucles d'hystérèses de type horaire (74,1% des événements des orages de pluie mesurés avec les CSS > 25 mg L<sup>-1</sup>) est apparemment reliée au comportement des orages.

## 5.2 Abstract

The increased soil loss in an agricultural watershed raises challenges for river water quality and a reliable automated monitoring for suspended sediment concentrations (SSC) is crucial to evaluate sediment budgets variation in systems. The aims of this study were (1) to test if an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) would give similar results to turbidity probe measurements as a high frequency monitoring tool for suspended sediment; and (2) to analyze the relationship between sediment drivers and SSC in a typical agricultural drainage basin. The acoustic and optical backscatter sensors were used to collect SSC data during the ice-free seasons of four consecutive years in the Dunk River (PEI, Canada). The slopes of the relationships between the two SSC indirect measurements were not significantly different than 1. Correlations between SSC and hydro-meteorological variables showed that the high SSC values were more associated with the streamflow and water velocity than precipitation. This study highlighted the great potential of ADCP for the continuous monitoring of suspended sediment in an agricultural watershed. For summer periods the prevalence of clockwise

hysteresis (74.1 % of measured rainstorm events with  $SSC > 25 \text{ mg L}^{-1}$ ) appeared related to rainstorm behaviors.

### **5.3 Introduction**

River water quality and ecosystem integrity are often threatened by human activities [1,2]. Rivers within agricultural watersheds can be impacted by erosion that leads to a high level of turbidity and an increase of the sediment-associated pollutant load originating from the drainage basin. This in turn, may result in damage to aquatic flora and fauna [3, 4]. The increased soil loss rate in farm fields raises challenges for implementing soil conservation techniques [5, 6]. Water resource protection strategies need to include in situ measurement protocols for detecting changes in suspended sediment concentration (SSC) in order to evaluate remedial actions.

A cost-effective and reliable automated sampling or monitoring strategy for SSC is essential to develop sediment budgets in systems. Optical backscatter sensors (OBS), and more recently acoustic backscatter sensors, are indirect SSC monitoring techniques suitable for continual monitoring that is essential for a highly temporally variable such as SSC [7–9]. The technologies of both types of instrument have improved markedly recently and they have been successfully applied to quantifying the suspended sediment transports in many fluvial environments [10–14]. The more recently introduced ADCPs have the advantage of being able to collect vertical profiling of sediment concentration and water velocity variation as compared to OBS. Furthermore, the conversion of backscatter data to SSC is complicated due to the site-specific variability in sediment physical properties [15, 16]. Co-deployment of optical and acoustic backscatter sensors is one option that allows for partial validation of site-specific calibration [17–20].

Investigations over recent decades show an increasing interest in links between the drivers of suspended sediment transport in rivers and the uncertainties related to their spatial and temporal variability [21–23]. Hydro-climatic factors, in interaction with catchment characteristics, have been identified as the dominant drivers for suspended sediment loading over many time scales [24–26]. However, sediment budget variation was found to be strongly dependent on local conditions and there is still need of a better understanding of the functional relationships between variables that most affect sediment dynamics. Hence, a systematic assessment of the degree of correlation and hysteresis patterns between hydro-climatic factors

and SSC provides valuable insights for development of sediment estimation tools within rivers [27, 28].

Environmental stakeholders in Prince Edward Island (PEI) recognize the increasing degradation of the water quality in estuaries and coastal waters. Sediments from intense agricultural activities are among the major sources of pollution [16, 29]. The soils in PEI are extremely sensitive to water erosion and the soil losses have been reported as a major long-term environmental and economic challenge for the province [30, 31]. The Dunk River (PEI, Canada) has historically experienced fish kills linked to the use of pesticides that can bind to soil and/or be transported by erosion processes on its highly agricultural watershed during summer rainstorms [32,33]. Degradation of its water quality through high sediment loads caused by an annual mean soil loss estimated at 10 tonnes ha<sup>-1</sup> has been reported for over a decade [1, 34]. Hence, continuously monitoring suspended sediment yield, with adequate techniques to acquire representative data, is necessary to support water resources managers and farm owners in their efforts to address the water quality issues in the Dunk River. Furthermore, a descriptive analysis focusing on the interdependence between suspended sediment fluxes and other hydro-meteorological variables may prove instructive in the development of strategies to protect and preserve its water resources.

The hypothesis of this study was that the use of ADCP would give similar results to turbidity probe measurements as a high frequency monitoring tool for suspended sediment in an agricultural river basin. The hypothesis was examined through continuously monitoring suspended sediment yield using both technologies in the Dunk River. Furthermore, as a second objective, this study sought to elucidate descriptive relationships between suspended sediment fluxes and hydro-meteorological variables. Specifically, the degree of correlation between SSC and the hydro-meteorological variables was quantified using ADCP backscatter data. The SSC temporal variability was also investigated by analyzing the hysteresis loops between streamflow and SSC for rainstorm events for different years.

## **5.4 Materials and Methods**

### **5.4.1 Site Description and Instrument Setup**

The Dunk River is situated in the central portion of Prince Edward Island (Canada) and flows into the Bedeque Bay that empties into the Northumberland Strait in the Southern Gulf of St. Lawrence (Figure 5-1). Suspended sediment was measured within the Dunk River at a

monitoring station (46°20'5" N, 63°39'46" W) with an upstream watershed surface area of 140.6 km<sup>2</sup>. The studied watershed area is dominated by agriculture (66.1%) while the forest covers an area of 25.1%. The topographic relief is largely of moderately undulating plains with low slopes [1]. The Dunk watershed soils are geologically derived from sedimentary rocks known as redbeds and formed during the Stephanian-late Early Permian period [35]. The two dominant soil types for the study area are the Charlottetown soil series (mainly well drained) and the Albery soil series (moderately drained) occupying, respectively, 74.4% and 17.7% of the total surface area.

SSCs data were collected using acoustic and optical instruments during monitoring campaigns in May–August 2013, and from June until October for the years 2014–2016. A Sentinel V-ADCP (1000 KHz with four beams) from Teledyne RD Instruments (Poway, CA, USA) was deployed on the river bed (upward-looking) for acoustic backscatter monitoring (minimum depth above the ADCP: 0.95 m). It was set up to collect velocity and acoustic backscatter in 1 min bursts (60 pings) every 30 min. The bin size and the blank distance were configured to 0.30 m and 0.30 m, respectively. To avoid any errors due to magnetic field distortions, the compass calibration was first conducted at the monitoring station location as per manufacturer's instructions.

For optical backscatter sampling, a YSI 6136 turbidity probe from Teledyne RD Instruments (Poway, CA, USA) was installed near the Sentinel V for sampling turbidity data in nephelometric turbidity units (NTU) with a recording frequency of 30 min during the same period. The turbidity measured by the YSI sensor are based on the absorption of infrared radiation emitted by the sensor and backscattered by suspended sediment through the water body [36]. YSI-certified polymer-based standards were used for primary calibration and the unit associated with turbidity readings was NTU. For the proper device maintenance and to avoid bio-fouling effects, a regular daily automatic cleaning was set up and an instrument calibration was completed every year.

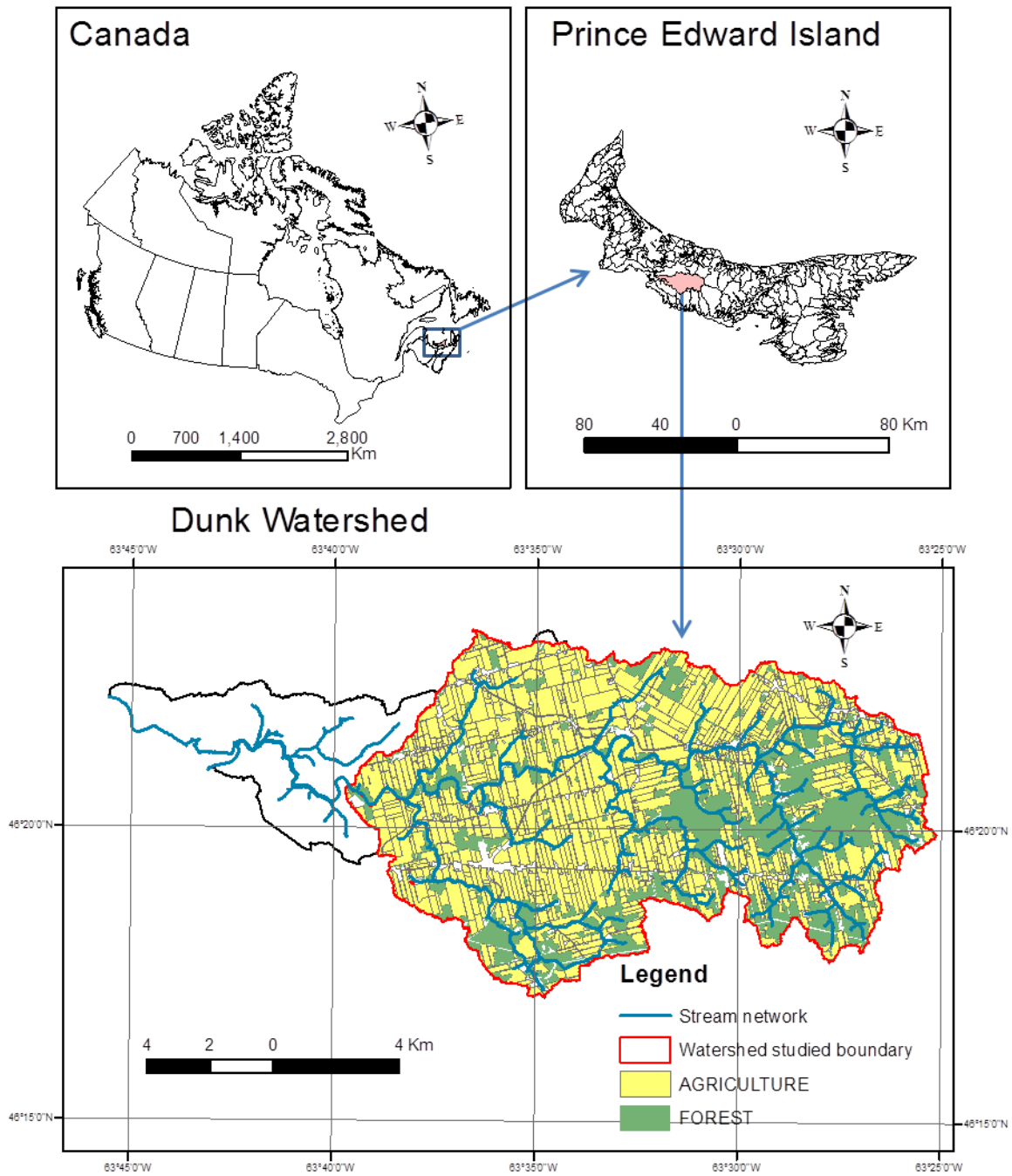


Figure 5-1 Dunk River Watershed location.



#### 5.4.2 Conversion of the acoustic and Optical Backscatter Data to SSC

The relationship between the turbidity measurements in NTU and SSC in  $\text{mg L}^{-1}$  was determined using sediment concentrations of the mixtures of in situ water and local sediment as a function of their correspondent recorded turbidity. Local water and sediments (wet sieved using a  $63\text{-}\mu\text{m}$  sieve to retain only the fine particles that are most likely to be suspended in the water column) were mixed at different concentrations in a 40 L container and mixed constantly while the turbidity meter was immersed in the solution. This protocol was repeated many times to cover the largest possible range of SSC values [37]. The sediment concentrations of the grab samples were calculated after filtering, drying, and weighing in the laboratory. Thus, data were fitted with a non-linear function (Equation (1)) using the Levenberg-Marquardt algorithm, using the `nlinfit` function in Matlab software developed by The Mathworks, Inc. (Natick, MA, USA) [38]:

$$\text{SSC} = a_1 \times (\text{Turbidity})^{b_1} \quad (5-1)$$

where SSC and *Turbidity* are expressed in  $\text{mg L}^{-1}$  and in NTU, respectively;  $a_1$  and  $b_1$  are coefficients to be estimated.

Backscatter data recorded by the Sentinel V-ADCP were calibrated against concentration of sediment in collocated grab samples. To cover a wide range of sediment concentrations encountered in river, solutions with different concentrations were pumped gradually upstream of the Sentinel V and were allowed to flow downstream. Grab samples associated with different SSC were collected above the ADCP concomitantly with V-ADCP measurements. For the conversion of the received echo intensity to SSC, the exponential form of the sonar equation [39] was used:

$$10 \log_{10}(\text{SSC}) = a_2 + b_2 I_{db} \quad (5-2)$$

where  $a_2$  and  $b_2$  are parameters representing the characteristics of the instrument obtained by calibration using a linear regression analysis;  $I_{db}$  is the relative acoustic backscatter and expressed based on the equation proposed by Deignes [40]:

$$I_{db} = C + 10 \log_{10}((T + 273.16)R^2) - 10 \log_{10}(L_t) - 10 \log_{10}(P_w) + 2\alpha R + K_c(E - E_r) \quad (5-3)$$

$$R = r + \frac{D}{4} \quad (5-4)$$

where  $C$  is a constant combining several parameters specific to each instrument,  $T$  is the temperature measured at the transducer ( $^{\circ}\text{C}$ );  $R$  is the slant distance (m);  $r$  is the distance between the surface of the sentinel V-ADCP emitters and the midpoint of the bin (m);  $D$  is the

width of the bin (m);  $L_t$  is the transmit pulse length (m);  $P_w$  is the acoustic transmit power level (w);  $\alpha$  represent the absorption coefficient combining the sound absorption factor due to water  $\alpha_w$  and the sound absorption by particles  $\alpha_s$  due to properties of sediment;  $E$  is the received signal strength indicator (RSSI) amplitude for each bin recorded by the Sentinel V-ADCP (counts);  $E_r$  is the RSSI amplitude in the absence of noise (counts) and it is calibrated to be 40 counts for the Sentinel V-ADCP [41];  $K_c$  is a conversion factor for counts to decibels and it calibrated to be  $0.40 \text{ db count}^{-1}$  for the Sentinel V-ADCP [41].

Inter-annual correspondence of SSC estimated by acoustic backscatter versus optical backscatter was quantified using four commonly used index statistics [42]: the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE), the Coefficient of determination ( $R^2$ ), the root mean square error (RMSE) and the percent bias (PBIAS). The NSE is a standardized statistic that indicates the relative magnitude of the residual variance compared to the measured data variance [43]. The NSE is calculated with Equation (5) and can range from  $-\infty$  to 1. The values of NSE close to 1 indicate a high level of performance for a model. The RMSE indicates the error in the units of the variable of interest. The  $R^2$  describes the degree of collinearity between two variables data while the PBIAS measures the average absolute difference between the two methods [44]. The PBIAS is computed as shown in Equation (6) and a good model is characterized by the low values of PBIAS. The  $R^2$  is similar to NSE and its values ranges between 0 (the model explains no variance) and 1 (perfect linear relationship between model and measurements). The RMSE indicates the error in the units of the variable of interest. It is calculated with Equation (7) and values close to 0 indicate a good agreement between observed values and predicted values:

$$\text{NSE} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X}_i)^2} \quad (5-5)$$

$$\text{PBIAS} = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i) \times 100}{\sum_{i=1}^n X_i} \quad (5-6)$$

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{n}} \quad (5-7)$$

where  $X_i$  and  $\bar{X}_i$  are, respectively, the observed data and their average,  $n$  is the number of observations and  $Y_i$  refers to the simulated data by a model.

### 5.4.3 Charecterization of Sediment Temporal Variation

The SSCs from acoustic backscatter data were used to characterize the catchment's sediment dynamic in relation to the hydro-meteorological factors: precipitation, streamflow and

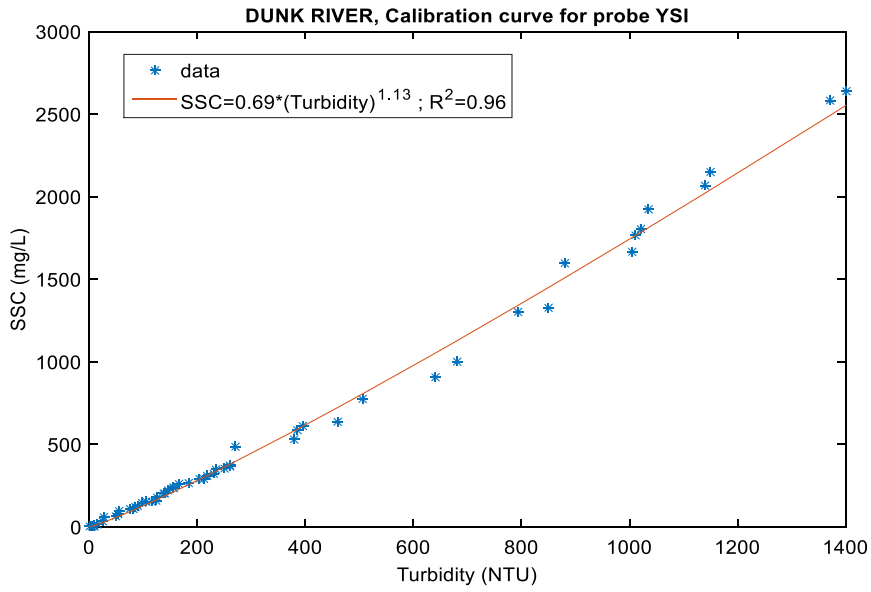
water velocity. The daily precipitation data for Elmwood and New Glasgow stations (<http://climate.weather.gc.ca>) and daily water discharges for Dunk River at Wall Road station (<https://wateroffice.ec.gc.ca>) operated by Environment and Climate Change Canada were used. Its interannual average discharge is  $2.55 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  while the highest and lowest daily averages are respectively equal to  $0.212 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  and  $84.7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . The Climate Normals (1981–2010) indicate that the total annual precipitation is on average 1257.9 mm (944.3 mm for rainfall and 313.6 mm for snow). The extreme daily total rainfall was 85.6 mm and the maximum number of days with rainfall  $\geq 10$  mm was 29.7 for the New Glasgow station.

The two most commonly used correlation coefficients (Pearson coefficient and Spearman coefficient [45]) were retained to see how well the variables related. Those correlation measurements between data sets were chosen because linear and non-linear relationships are both possible between hydro-climatic factors and SSC. Pearson's  $r$  correlation is used to measure the degree of the relationship between linearly related variables. Spearman's rank correlation is a non-parametric test that is used to assess the strength of the monotonic association between two variables [46]. Hence, the sensitivity analysis was made by calculating those indices of correlation for four subsets data:  $\text{SSC} > 25 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $\text{SSC} > 15 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $\text{SSC} > 10 \text{ mg L}^{-1}$  and  $\text{SSC} > 0 \text{ mg L}^{-1}$ . The temporal sediment loading patterns were explored by quantifying of the number of rainfall events displaying clockwise versus anti-clockwise hysteresis loops between SSC and streamflow.

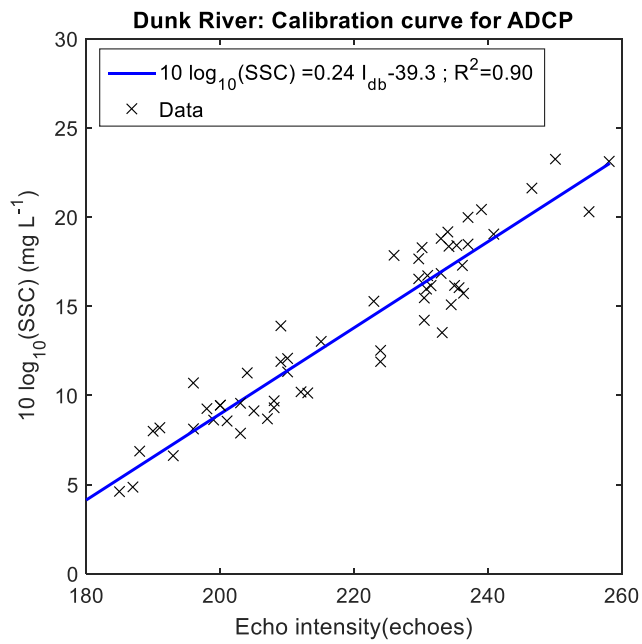
## 5.5 Results

### 5.5.1 Indirect Suspended Sediment Measurements

For the OBS, the non-linear relationship between the SSC in  $\text{mg L}^{-1}$  as a function of the turbidity in NTU (i.e., the calibration curve) is presented in Figure 5-2 (NSE and  $R^2 = 0.96$  and  $0.95$ , respectively). Figure 5-3 shows the suspended sediment calibration curve for the ADCP that resulted from the linear regression analysis ( $R^2 = 0.90$  with  $p < 0.001$  for  $10 \log_{10}(\text{SSC})$  as a function of intensity of echo backscatter).



**Figure 5-2.** Suspended sediment calibration curve for a turbidity probe YSI 6136.

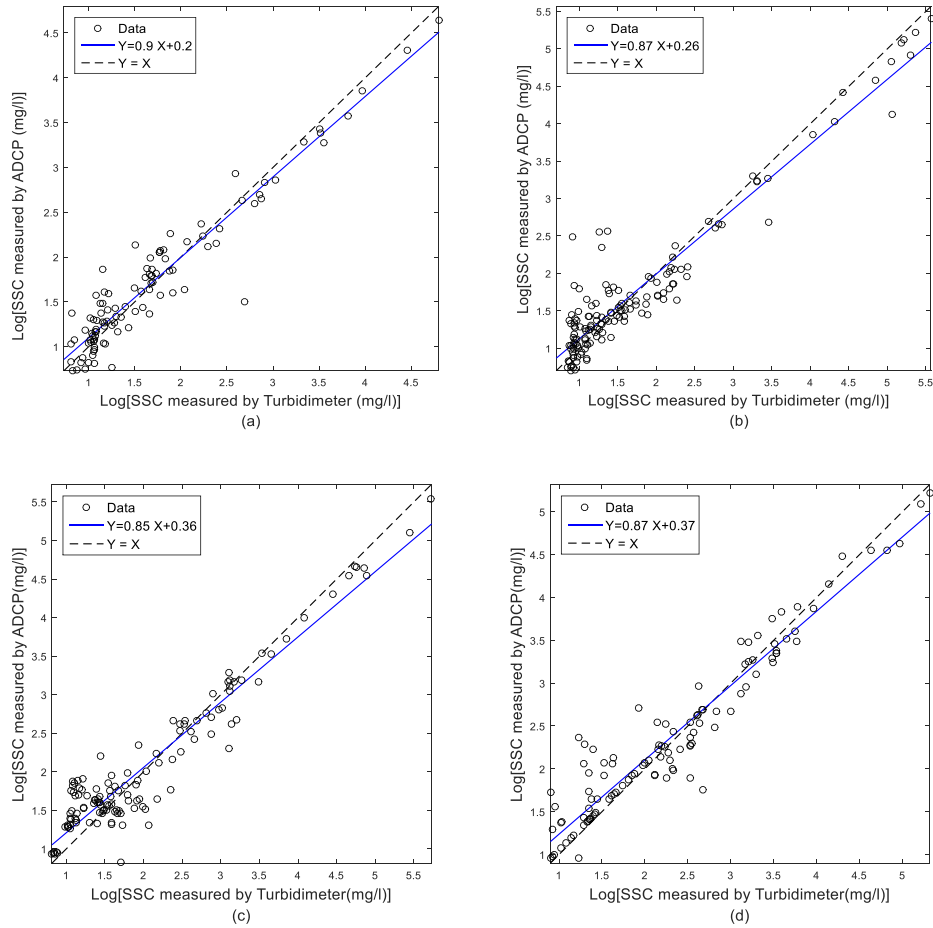


**Figure 5-3** Suspended sediment calibration curve for the Sentinel V-ADCP.

The slope of the relationship between SSC as determined by ADCP vs. that determined using turbidity was 0.9, 0.87, 0.85, and 0.87 for the four years examined. While this indicates that the ADCP produced slightly lower values, these slopes were not significantly different than 1 (Table 5-1, Figure 5-4). Despite a significant agreement between the two measurement approaches, the acoustic method provided generally lower values than optical method for high sediment concentrations (Figure 5-4).

**Table 5-1** Statistics for acoustic backscattered versus optical backscattered data

<b>Annual Period</b>	<b>n</b>	<b>NSE</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>p</b>	<b>RMSE</b>	<b>PBIAS</b>
	<b>(days)</b>				<b>(mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>(%)</b>
17 May–27 to August 2013	103	0.96	0.98	<0.001	5.1	-9.6
20 June–31 to October 2014	144	0.93	0.96	<0.001	11.7	-18.8
24 June–28 to October 2015	127	0.95	0.98	<0.001	7.3	-8.8
25 June–12 to October 2016	110	0.94	0.96	<0.001	8.7	-9.7



**Figure 5-4** Daily averaged SSC measured by the Sentinel V and YSI probe for summers of 2013 (a), 2014 (b), 2015 (c), and 2016 (d).

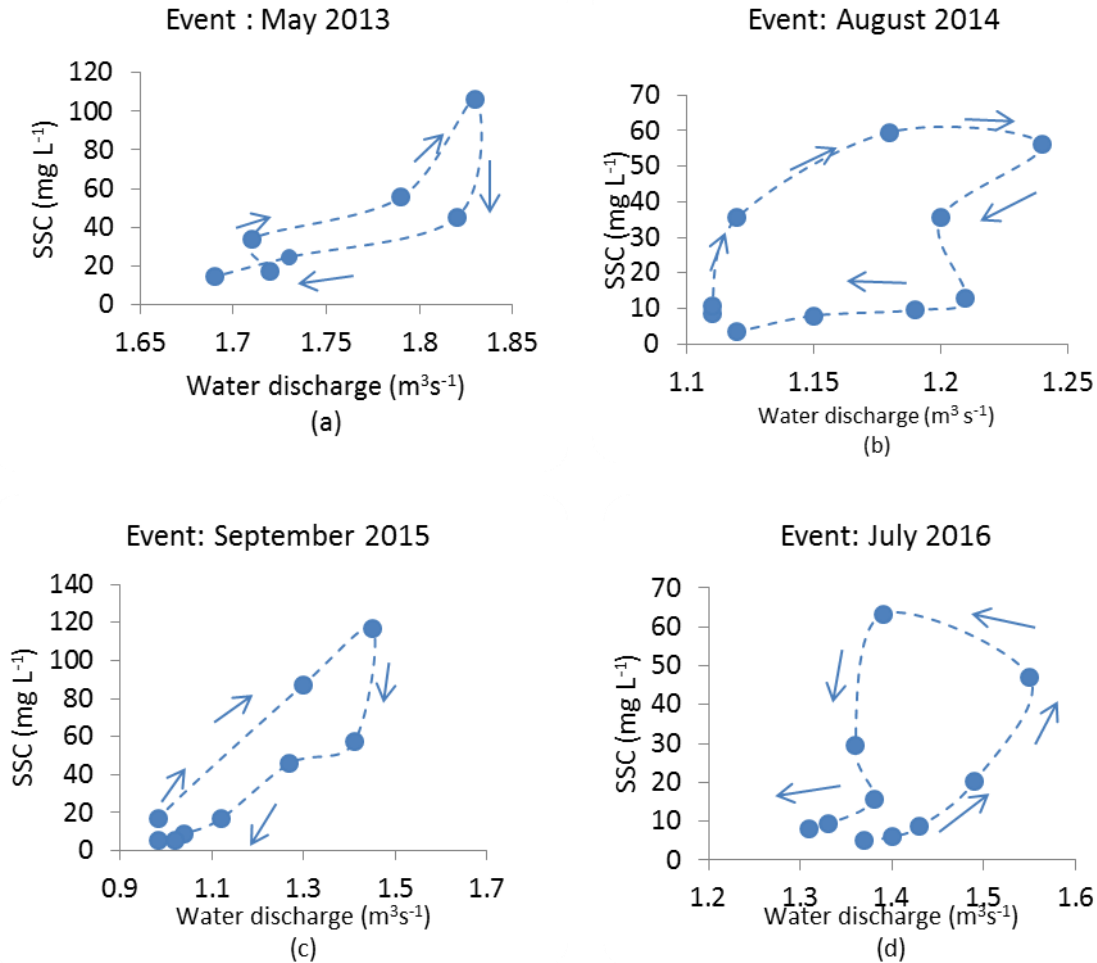
### 5.5.2 Sediment Temporal Variation

The Spearman's rank correlation coefficient and the Pearson's product moment correlation coefficient were calculated successively for SSC higher than  $0 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $10 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $15 \text{ mg L}^{-1}$ , and  $25 \text{ mg L}^{-1}$ . Table 5-2 shows the result of those indices of correlation (only for  $p < 0.05\%$ ) for different threshold of SSC during the four studied years. The negative values in Table 2 mean that the values of the first variable increase when the values of the second variable are decreasing.

**Table 5-2** Significant correlation ( $p < 0.05\%$ ) for Spearman (Rho) and Pearson (r).

Threshold of SSC		SSC—Flow		SSC—Precipitation		SSC—Velocity	
		Rho	r	Rho	r	Rho	r
SSC > 0 mg L <sup>-1</sup>	2013	0.58	0.49	0.33	0.23	0.60	0.54
	2014	0.30	0.30	0.44	0.33	0.23	0.26
	2015	0.39	0.17	0.46	0.62		
	2016	0.26	0.34	0.43	0.41	0.23	0.21
SSC > 10 mg L <sup>-1</sup>	2013	0.34	0.28	0.29	0.25	0.40	0.43
	2014	0.22	0.21	-0.41	-0.35		0.29
	2015	0.20	0.25	0.43	0.29	0.23	0.15
	2016	0.23	0.30	0.43		0.28	0.35
SSC > 15 mg L <sup>-1</sup>	2013	0.45	0.30	0.34	0.37	0.49	0.52
	2014	0.34	0.27	-0.33	0.21	0.40	0.37
	2015	0.35	0.31	0.58	0.45	0.39	0.40
	2016	0.27	0.30	0.31	0.36	0.38	0.45
SSC > 25 mg L <sup>-1</sup>	2013	0.51	0.54	0.21		0.61	0.56
	2014	0.46	0.31	-0.17		0.40	0.34
	2015	0.44	0.19	0.41	0.55	0.49	0.36
	2016	0.41	0.38	0.21	0.37	0.49	0.48

The indices of correlation were moderately weak for precipitation and streamflow and showed that there were neither high significant linear relationships nor high significant monotonic function with the SSC. For high SSC (>25 mg L<sup>-1</sup>), the indices of correlation were relatively improved for the streamflow and the water velocity. The hysteresis patterns between SSC and water discharge for events with SSC > 25 mg L<sup>-1</sup> were analyzed graphically and an example from each year is shown in Figure 5-5. Over all monitoring campaign periods we collected a total of 27 events of which 20 events (74.1%) show clockwise hysteresis loops, four events (14.8%) had anti-clockwise hysteresis loops and three events (11.1%) were mixed-shaped loops. This result highlighted that the pattern of SSC–discharge relationship for Dunk River is dominated by clockwise hysteresis loops.



**Figure 5-5** Typical hysteresis loops observed (daily averaged data) for summers of 2013 (a), 2014 (b), 2015 (c), and 2016 (d).

## 5.6 Discussion

The SSC calculated from data recorded using a sentinel V-ADCP and an YSI 6136 turbidity probe using established calibration curves did not differ from a slope of 1 for the four studied years. Their relative high slopes and low y-intercepts of the best-fit regression lines indicated a good agreement between the two indirect measurement techniques of SSC [47]. However, the acoustic method provided generally lower values than optical method for high sediment concentrations. The difference may be due to a slight bias in the acoustic calibration for high of suspended sediment concentrations. There may also be variations of the particles size distribution for higher vs lower SSC. Moreover, the trend of SSC underestimation at smaller size distribution conditions by the acoustic method is often reported in the literature [7, 8, 17]. Ultimately, the results of this comparison reveal the potential of the acoustic backscatter



technique for a non-intrusive monitoring of SSC within rivers with high sediment loads. Further investigations are needed for accuracy assessment of the outputs of the two measurement approaches by in situ automatic sampling during rainstorms events.

The correlation values for streamflow and water velocity increased with an increasing threshold for SSC. It appears therefore that high SSC are more associated with the river processes. Thus, this highlighted the important role of the water velocity in sediment transport capacity by the river during events. The sediment transport capacity also depends on the hydraulic and morphological characteristics of the river [48, 49] and it may increase with the increasing of the flow rate [50]. By contrast, the impact of the variability of precipitation on SSC appears to be more complex and thorough investigations are needed to better understand sediment process patterns.

Frequent occurrence of clockwise SSC-flow hysteresis patterns was observed. A similar outcome has been reported in many previous studies and the rapid exhaustion of available sediments was pointed out as the principal cause of the clockwise hysteresis patterns [26, 51, 52]. Dunk River, as an important PEI alluvial river, the rapid sediment mobilization from land near riparian zone by intense rainstorms and from the bed river by high flow may potentially result in a clockwise hysteresis loop. There is an increase in turbulence and discharge within a river during rainstorm events. The high turbulence may result in high sediment concentration from resuspension of the bed sediments, followed by a gradually decrease of sediment delivery to the river during prolonged rainstorms [53–55]. The sediment concentration peaks occur before discharge peaks for clockwise hysteresis loops. The counter-clockwise hysteresis may be the result of late arrival of sediment at the point of measurement and the timing of the rainfall events or spatial location could explain waves of higher SSC arriving after the flow had started to decline [53–55]. The hysteresis loop pattern may be linked to the characteristics of the source sediment as well as to the frequency and intensity of precipitation [24, 56, 57].

## **5.7 Conclusions**

This study focused on the comparison of continual SSC monitoring by acoustic and optical approaches on the Dunk River and the characterization of sediment dynamic variation. The SSC calculated from data recorded using an ADCP and an OBS using established calibration curves showed good agreement between the two techniques. High SSC was more correlated to streamflow and water velocity than precipitation. The SSC-discharge relationship was dominated by clockwise hysteresis loops and it may be linked to the characteristics of the

source sediment as well as to rainstorms behaviors for summer periods. Further investigations will be needed for better understanding of SSC dynamic during all periods of the year. For future work, a close analysis of temporal and spatial rainfall records, from a denser storm event sampling network would be useful to improve dynamic sediment characterization.

**Author Contributions:** Conceptualization: Z.S., A.S.-H., S.C.C., and M.R.v.d.H.; formal analysis: Z.S.; funding acquisition: A.S.-H.; investigation: Z.S.; methodology: Z.S., A.S.-H., S.C.C., and M.R.v.d.H.; supervision: A.S.-H., S.C.C., and M.R.v.d.H.; validation: A.S.-H., S.C.C., and M.R.v.d.H.; writing—original draft: Z.S.; writing—review and editing: A.S.-H., S.C.C., and M.R.v.d.H.

**Funding:** This research was funded by the Canadian Water Network and the Department of Fisheries and Oceans Canada through support of Northumberland Strait Environmental Monitoring Partnership (NorSt-EMP) node of the Canadian Watershed Research Consortium and through the Scientific Director's Research Fund (SCC)

**Acknowledgments:** We owe thanks to Christina Pater for her assistance during field work.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

## 6 BIBLIOGRAPHIE POUR LE PREMIER ARTICLE

---

1. Cunjak, R.A.; Newbury, R.W. 21—Atlantic Coast Rivers of Canada. In *Rivers of North America*. Benke, A.C., Cushing, C.E., Eds. Academic Press: Burlington, VT, USA, 2005, pp. 938–980. <https://doi.org/10.1016/B978-012088253-3/50024-9>.
2. Cloern, J.E.; Abreu, P.C.; Carstensen, J.; Chauvaud, L.; Elmgren, R.; Grall, J.; Greening, H.; Johansson, J.O.R.; Kahru, M.; Sherwood, E.T.; et al. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine–coastal ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* **2016**, *22*, 513–529. doi:10.1111/gcb.13059.
3. Boyd, C.E. *Water Quality: An Introduction*, 2nd ed.; Springer: New York, NY, USA, 2015.
4. Suedel, B.C.; Lutz, C.H.; Clarke, J.U.; Clarke, D.G. The effects of suspended sediment on walleye (*Sander vitreus*) eggs. *J. Soils Sediments* **2012**, *12*, 995–1003., doi:10.1007/s11368-012-0521-1.
5. Hudson, N. *Soil Conservation: Fully Revised and Updated*, 3rd ed.; New India Publishing Agency: New Delhi, India, 2015; pp. 392.
6. Pearce, D.; Barbier, E.; Markandya, A. *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*; Routledge: London, UK, 2000.
7. Ghaffari, P.; Azizpour, J.; Noranian, M.; Chegini, V.; Tavakoli, V.; Shah-Hosseini, M. Estimating suspended sediment concentrations using a broadband ADCP in Mahshahr tidal channel. *Ocean Sci. Discuss.* **2011**, *8*, 1601–1630., doi: 10.5194/osd-8-1601-2011.
8. Felix, D.; Albayrak, I.; Boes, R.M. Continuous measurement of suspended sediment concentration: Discussion of four techniques. *Measurement* **2016**, *89*, 44–47, doi:10.1016/j.measurement.2016.03.066.
9. Merten, G.H.; Capel, P.D.; Minella, J.P.G. Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors. *J. Soils. Sediments* **2014**, *14*, 1235–1241, doi:10.1007/s11368-013-0813-0.
10. Simmons, S.M.; Parsons, D.R.; Best, J.L.; Oberg, K.A.; Czuba, J.A.; Keevil, G.M. An evaluation of the use of a multibeam echo-sounder for observations of suspended sediment. *Appl. Acoust.* **2017**, *126*, 81–90, doi:10.1016/j.apacoust.2017.05.004.
11. Sahin, C.; Verney, R.; Sheremet, A.; Voulgaris, G. Acoustic backscatter by suspended cohesive sediments: Field observations, Seine Estuary, France. *Cont. Shelf. Res.* **2017**, *134*, 39–51, doi:10.1016/j.csr.2017.01.003.
12. Moura, M.G.; Quaresma, V.S.; Bastos, A.C.; Veronez, P. Field observations of SPM using ADV, ADP, and OBS in a shallow estuarine system with low SPM concentration—Vitória Bay, SE Brazil. *Ocean Dyn.* **2011**, *61*, 273–283, doi:10.1007/s10236-010-0364-5.
13. Zhang, W.-x.; Luo, X.-x.; Yang, S.-l. Comparison between measurements of suspended sediment concentration using ADP and OBS [J]. *J. Sediment Res.* **2010**, *5*, 59–65.
14. Wei, X.; Wang, Y.; Yang, Y.; Chen, J.; Gao, J.; Wang, A.; Li, D.; Hu, G. Suspended sediment concentration in shallow sea: comparative study of methods. *Mar. Geol. Quat. Geol.* **2013**, *1*, 161–170, doi:10.3724/SP.J.1140.2013.01161.
15. Guerrero, M.; Di Federico, V. Suspended sediment assessment by combining sound attenuation and backscatter measurements—analytical method and experimental validation. *Adv. Water Resour.* **2018**, *113*, 167–179., doi:10.1016/j.advwatres.2018.01.020.
16. Alberto, A.; St-Hilaire, A.; Courtenay, S.C.; van den Heuvel, M.R. Monitoring stream sediment loads in response to agriculture in Prince Edward Island, Canada. *Environ. Monit. Assess.* **2016**, *188*, 415, doi:10.1007/s10661-016-5411-3.
17. Guerrero, M.; Rüther, N.; Haun, S.; Baranya, S. A combined use of acoustic and optical devices to investigate suspended sediment in rivers. *Adv. Water Resour.* **2017**, *102*, 1–12, doi:10.1016/j.advwatres.2017.01.008.

18. Hoitink, A.J.F.; Hoekstra, P. Observations of suspended sediment from ADCP and OBS measurements in a mud-dominated environment. *Coastal Eng.* **2005**, *52*, 103–118, doi:10.1016/j.coastaleng.2004.09.005.
19. Marttila, H.; Postila, H.; Kløve, B. Calibration of turbidity meter and acoustic doppler velocimetry (Triton-ADV) for sediment types present in drained peatland headwaters: Focus on particulate organic peat. *River Res. Appl.* **2010**, *26*, 1019–1035, doi:10.1002/rra.1304.
20. Moore, S.A.; Le Coz, J.; Hurther, D.; Paquier, A. On the application of horizontal ADCPs to suspended sediment transport surveys in rivers. *Cont. Shelf. Res.* **2012**, *46*, 50–63, doi:10.1016/j.csr.2011.10.013.
21. Aich, V.; Zimmermann, A.; Elsenbeer, H. Quantification and interpretation of suspended-sediment discharge hysteresis patterns: How much data do we need? *Catena* **2014**, *122*, 120–129, doi:10.1016/j.catena.2014.06.020.
22. Fan, X.; Shi, C.; Shao, W.; Zhou, Y. The suspended sediment dynamics in the Inner-Mongolia reaches of the upper Yellow River. *Catena* **2013**, *109*, 72–82., doi:10.1016/j.catena.2013.05.010.
23. Marttila, H.; Kløve, B. Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. *J. Hydrol.* **2010**, *388*, 414–425., doi:10.1016/j.jhydrol.2010.05.026.
24. Keesstra, S.D.; Davis, J.; Masselink, R.H.; Casali, J.; Peeters, E.T.H.M.; Dijkema, R. Coupling hysteresis analysis with sediment and hydrological connectivity in three agricultural catchments in Navarre, Spain. *J. Soils Sediments* **2019**, *19*, 1598–1612, doi:10.1007/s11368-018-02223-0.
25. Gellis, A.C.; Mukundan, R. Watershed sediment source identification: tools, approaches, and case studies. *J. Soils Sediments* **2013**, *13*, 1655–1657., doi:10.1007/s11368-013-0778-z.
26. Vercruyssen, K.; Grabowski, R.C.; Rickson, R.J. Suspended sediment transport dynamics in rivers: Multi-scale drivers of temporal variation. *Earth Sci. Rev.* **2017**, *166*, 38–52, doi:10.1016/j.earscirev.2016.12.016.
27. Pietroń, J.; Jarsjö, J.; Romanchenko, A.O.; Chalov, S.R. Model analyses of the contribution of in-channel processes to sediment concentration hysteresis loops. *J. Hydrol.* **2015**, *527*, 576–589, doi:10.1016/j.jhydrol.2015.05.009.
28. Eder, A.; Strauss, P.; Krueger, T.; Quinton, J.N. Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). *J. Hydrol.* **2010**, *389*, 168–176, doi:10.1016/j.jhydrol.2010.05.043.
29. Coffin, M.R.; Courtenay, S.C.; Pater, C.C.; van den Heuvel, M.R. An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, *133*, 261–270, doi:10.1016/j.marpolbul.2018.05.041.
30. Commission on land and local governance. *Report of Commission on Land and Local Governance*. Communications PEI-Document Publishing Centre: Charlottetown, PEI, Canada, 2009.
31. PEI Department of Fisheries and Environment. *Water on Prince Edward Island: Understanding the Resource, Knowing the Issues*. PEI Department of Fisheries and Environment; Environment Canada: Charlottetown, PEI, Canada, 1996.
32. Xing, Z.; Chow, L.; Cook, A.; Benoy, G.; Rees, H.; Ernst, B.; Meng, F.; Li, S.; Zha, T.; Murphy, C.; et al. Pesticide Application and Detection in Variable Agricultural Intensity Watersheds and Their River Systems in the Maritime Region of Canada. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **2012**, *63*, 471–483, doi:10.1007/s00244-012-9789-9.
33. Hellou, J.; Cook, A.; Ernst, B.; Leonard, J.; Steller, S. Pesticides in an estuary on Prince Edward Island, Canada. Environment Canada, Atlantic Region, Occasional Report 23. In proceedings of the 6th bay of fundy ecosystem partnership workshop, Cornwallis, NS, Canada, 29 September–2 October, 2004, pp. 425–429.

34. Sirabahenda, Z.; St-Hilaire, A.; Courtenay, S.C.; Alberto, A.; van den Heuvel, M.R. A modelling approach for estimating suspended sediment concentrations for multiple rivers influenced by agriculture. *Hydrol. Sci. J.* **2017**, *62*, 2209–2221., doi:10.1080/02626667.2017.1367396.
35. Van de Poll, H. Lithostratigraphy of the Prince Edward Island redbeds. *Atlantic Geol.* **1989**, *25*, 23–35, doi:10.4138/1668.
36. Omar, A.F.B.; Matjafri, M.Z.B. Turbidimeter design and analysis: a review on optical fiber sensors for the measurement of water turbidity. *Sensors* **2009**, *9*, 8311–8335., doi:10.3390/s91008311.
37. Pavey, B.; Saint-Hilaire, A.; Courtenay, S.; Ouarda, T.; Bobée, B. Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environ. Monit. Assess.* **2007**, *135*, 369–382, doi:10.1007/s10661-007-9656-8.
38. The MathWorks, I. Matlab: Curve Fitting Toolbox™ User's Guide. R2019a. Available online: [https://www.mathworks.com/help/pdf\\_doc/curvefit/curvefit.pdf](https://www.mathworks.com/help/pdf_doc/curvefit/curvefit.pdf) (accessed on 10 April 2019). 2019.
39. Gartner, J.W. Estimating suspended solids concentrations from backscatter intensity measured by acoustic Doppler current profiler in San Francisco Bay, California. *Mar. Geol.* **2004**, *211*, 169–187, doi:10.1016/j.margeo.2004.07.001.
40. Deines, K.L. Backscatter estimation using Broadband acoustic Doppler current profilers. In Proceedings of the IEEE Sixth Working Conference on Current Measurement (Cat. No.99CH36331), San Diego, CA, USA, 13–13 March 1999; pp. 249–253.
41. Mullison, J. Backscatter Estimation Using Broadband Acoustic Doppler Current Profilers-Updated. In Proceedings of ASCE Hydraulic Measurements & Experimental Methods Conference, Durham, NH, USA, 9–12 July, 2017.
42. Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D.; Veith, T.L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Trans. ASABE* **2007**, *50*, 885, doi:10.13031/2013.23153.
43. Nash, J.E.; Sutcliffe, J.V. River flow forecasting through conceptual models part I-A discussion of principles. *J. Hydrol.* **1970**, *10*, 282–290, doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.
44. Gupta, H.V.; Sorooshian, S.; Yapo, P.O. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. *J. Hydrol. Eng.* **1999**, *4*, 135–143, doi:10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135).
45. Hauke, J.; Kossowski, T. Comparison of Values of Pearson's and Spearman's Correlation Coefficients on the Same Sets of Data. *Quaestiones Geographicae* **2011**, *30*, 87, doi:10.2478/v10117-011-0021-1.
46. Kendall, M.G. A new measure of rank correlation. *Biometrika* **1938**, *30*, 81–93, doi:10.1093/biomet/30.1-2.81.
47. Willmott, C.J. On the validation of models. *Phys. Geogr.* **1981**, *2*, 184–194, doi:10.1080/02723646.1981.10642213.
48. Wu, B.; Wang, Z.; Shen, N.; Wang, S. Modelling sediment transport capacity of rill flow for loess sediments on steep slopes. *Catena* **2016**, *147*, 453–462, doi:10.1016/j.catena.2016.07.030.
49. Tena, A.; Vericat, D.; Batalla, R.J. Suspended sediment dynamics during flushing flows in a large impounded river (the lower River Ebro). *J. Soils Sediments* **2014**, *14*, 2057–2069, doi:10.1007/s11368-014-0987-0.
50. Yang, S.-Q. Sediment transport capacity in rivers. *J. Hydraul. Res.* **2005**, *43*, 131–138, doi:10.1080/00221686.2005.9641229.
51. Sun, L.; Yan, M.; Cai, Q.; Fang, H. Suspended sediment dynamics at different time scales in the Loushui River, south-central China. *Catena* **2016**, *136*, 152–161, doi:10.1016/j.catena.2015.02.014.

52. Fang, N.F.; Shi, Z.H.; Chen, F.X.; Zhang, H.Y.; Wang, Y.X. Discharge and suspended sediment patterns in a small mountainous watershed with widely distributed rock fragments. *J. Hydrol.* **2015**, *528*, 238–248, doi:10.1016/j.jhydrol.2015.06.046.
53. Zhang, Q.; Harman, C.J.; Ball, W.P. An improved method for interpretation of riverine concentration-discharge relationships indicates long-term shifts in reservoir sediment trapping. *Geophys. Res. Lett.* **2016**, *43*, 10,215–210,224, doi:10.1002/2016gl069945.
54. Chanut, J.G.; Rice, K.C.; Hornberger, G.M. Consistency of patterns in concentration-discharge plots. *Water Resour. Res.* **2002**, *38*, 22-21-22-10, doi:10.1029/2001wr000971.
55. Warrick, J.A. Trend analyses with river sediment rating curves. *Hydrol. process.* **2015**, *29*, 936–949, doi:10.1002/hyp.10198.
56. Zimmermann, A.; Francke, T.; Elsenbeer, H. Forests and erosion: Insights from a study of suspended-sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment. *J. Hydrol.* **2012**, *428–429*, 170–181, doi:10.1016/j.jhydrol.2012.01.039.
57. De Girolamo, A.M.; Pappagallo, G.; Lo Porto, A. Temporal variability of suspended sediment transport and rating curves in a Mediterranean river basin: The Celone (SE Italy). *Catena* **2015**, *128*, 135–143, doi:10.1016/j.catena.2014.09.020.

## 7 DEUXIÈME ARTICLE

---

### **A modelling approach for estimating suspended sediment concentrations for multiple rivers influenced by agriculture**

Une approche de modélisation pour estimer les concentrations de sédiments en suspension dans plusieurs rivières influencées par l'agriculture

**Auteurs :** Zacharie Sirabahenda <sup>1</sup>, André St-Hilaire <sup>1</sup>, Simon C. Courtenay <sup>2</sup>, Ashley Alberto <sup>3</sup> et Michael R. van den Heuvel <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Canadian Rivers Institute, INRS-ETE, 490 Rue de la Couronne, Québec City, QC G1K 9A9, Canada.

<sup>2</sup> Canadian Rivers Institute, School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, 200 University Avenue West, Waterloo, ON N2L 3G1, Canada.

<sup>3</sup> Canadian Rivers Institute, Department of Biology, University of Prince Edward Island, 550 University Avenue, Charlottetown, PEI C1A 4P3, Canada.

**Titre de la revue :** Hydrological Sciences Journal, publié le 04 Septembre 2017, <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2017.1367396>

**Contribution des auteurs :** L'idée qui a mené à l'article a été élaborée par Zacharie Sirabahenda et le Pr. André St-Hilaire, avec la collaboration des Pr. Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel. Le travail de terrain pour la collecte et l'analyse des données des concentrations de sédiments ont été effectuées par Zacharie Sirabahenda pour trois rivières et par Ashley Alberto pour les trois autres rivières. Le développement du modèle ANFIS a été effectué par l'étudiant Zacharie Sirabahenda sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel. Le processus de rédaction, de correction et de réponse aux commentaires des réviseurs a été effectué par l'étudiant sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel.

## 7.1 Résumé

Un modèle empirique basé sur un système d'inférence neuro-flou adaptatif (ANFIS) a été développé et testé pour l'estimation des concentrations de sédiments en suspension dans les bassins versants influencés par l'agriculture. Les modèles ANFIS ont été développés en utilisant différentes combinaisons d'intrants tels que les précipitations, le débit des cours d'eau, le taux de ruissellement en surface et l'indice de vulnérabilité du bassin versant. Un modèle ANFIS multi-bassins versants a également été développé en combinant les jeux de données de tous les bassins versants étudiés. Les meilleurs résultats ont été obtenus à partir d'une combinaison des précipitations, du débit et de la vulnérabilité des bassins versants en tant que variables d'entrée. Les coefficients de Nash-Sutcliffe ont été améliorés pour l'ANFIS à bassins versants multiples par rapport aux modèles ANFIS spécifiques à un bassin versant. L'introduction de l'indice de vulnérabilité à l'érosion a considérablement amélioré la capacité du modèle ANFIS à estimer les concentrations de sédiments en suspension dans les bassins versants. De plus, l'inclusion de cet indice ouvre la possibilité d'utiliser le modèle ANFIS pour étudier l'impact des changements d'utilisation du territoire sur les apports en sédiments.

## 7.2 Abstract

A data driven model based on an adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) was tested for the estimation of suspended sediment concentrations within watersheds influenced by agriculture. ANFIS models were developed using different combinations of inputs such as precipitation, streamflow, surface runoff and the watershed vulnerability index. A multi-watershed ANFIS model was also developed combining the datasets from all studied watersheds. The best results were obtained from a combination of precipitation, streamflow and watershed vulnerability index as input variables. Nash-Sutcliffe coefficients were improved for the multi-watershed ANFIS compared to watershed-specific ANFIS models. The introduction of the erosion vulnerability index significantly improved the ability of the ANFIS model to estimate suspended sediment concentrations within the watersheds. Furthermore, the inclusion of this index opens the possibility of using the ANFIS model to investigate the impact of land use changes on sediment delivery.

## 7.3 Introduction

Suspended sediment load is one of the major sources of water pollution, especially in agricultural watersheds (USEPA, 1996, Buck *et al.* 2004, Li *et al.* 2015). Transport of sediments



in rivers is often associated with transport of pollutants or toxic elements for aquatic species (Lisle *et al.* 1992, Wood *et al.* 1997, Ashmore *et al.* 2000, Trambly *et al.* 2008, Wölz *et al.* 2010, Dong *et al.* 2013, Zhang *et al.* 2015, Xia *et al.* 2016). Direct effects of high sediment levels on stream biota, particularly on salmonid spawning habit, contributed to the decline of Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations (Cairns 2001). The degradation of natural productive capacity of the soil as a consequence of erosion is also a significant issue for agricultural watersheds (Stonehouse and 1990).

Indirect measurement techniques for suspended sediment concentrations have evolved in recent decades, including the use of turbidity sensors (Gippel 1995, Sadar 2002, Downing 2005). Turbidity meters require the construction of a calibration curve in order to establish the relationship between the water turbidity in nephelometric turbidity units (NTU) and suspended sediment concentrations (SSC, mg/L). Verification of calibration curves through spot sampling during storm events is a challenge, but when successfully completed, can provide insight in calibration biases (Minella *et al.* 2008). Despite the available technology, continuous monitoring of SSC at numerous locations can be logistically challenging and expensive. One alternative that can provide valuable information to managers is the implementation of sediment modelling tools.

Hydrological processes related to suspended sediments are complex and a number of tools have been developed to model and manage sediments loads (Merritt *et al.* 2003, Gao 2008). Both statistical and deterministic models have been developed for sediment concentration and/or load estimation, each with their own advantages and disadvantages. The sediment rating curve (SRC) is the most commonly used statistical model. It is based on a simple nonlinear regression method using discharge as a predictor of SSC. Despite its wide application, SRC has been shown to provide inaccurate estimates of SSC because of bias problems and because its predictive capacity is limited for short time steps such as 1 day or less (Ouellet-Proulx *et al.* 2015). Thus, the results of this method are highly variable for different rivers, with errors ranging from -80% to 900% (Horowitz 2003, Gao 2008). The variable effectiveness of the method can be explained by the fact that SSC depends not only on flow, but also on a number of other factors related to the availability of sediment supplies, their localization in the watershed, antecedent soil moisture conditions, etc. The interaction of these numerous factors can lead to positive or negative hysteresis, which further complicates the establishment of a SRC (Collins and Walling 2004, Gao 2008).

More sophisticated statistical approaches, particularly data driven models, have been shown to improve SSC estimation when compared to SRCs, by accounting for predictor variables other than flow (Higgins *et al.* 2011). One type of data-driven model, adaptive neuro-fuzzy inference system (ANFIS) was introduced by Jang (1993). Its network structure is based on the Takagi-Sugeno inference system (Takagi and Sugeno 1985) and combines artificial neural networks and fuzzy logic. ANFIS is increasingly used in hydrologic modeling applications, particularly for SSC and shows better performance than other methods using artificial intelligence (Kisi 2005, Kisi *et al.* 2009, Rajaei *et al.* 2009, Salajegheh *et al.* 2011, Seyedian and Rouhani 2015).

The fine sandy loam soils of Prince Edward Island (PEI) Canada are highly susceptible to erosion. This leads to increased sediment loads to streams and high water turbidity, which can negatively impact aquatic organisms (Prince Edward Island Department of Fisheries and Environment 1996, Commission on Land and Local Governance 2009). Studies on the evaluation of soil loss on PEI have shown that the loss rate can reach tens of tons per hectare per year (Kachanoski 1992, Kochanski and Carter 1999). A study on the water erosion risk and best management practices for all provinces of Canada showed that this risk increased by 6% in PEI during the period 1981-1991 (Wall *et al.* 1995). Thus, the many small watersheds of PEI provide an ideal testing ground for a data driven model to predict SSC with a new approach based on using an additional variable specifically related to erosion phenomena. Indeed, to our knowledge, most statistical models developed for sediment concentrations or loads in streams and rivers do not account directly for land use on the drainage basin. They typically use flow and water level and autoregressive terms as the main input (Aytek and Kisi 2008, Abrahart *et al.* 2011, Ouellet-Proulx *et al.* 2015, Kisi 2016). While many deterministic models account for erosion processes, the present work is among the first attempts to include a basic description of such processes in a statistical/empirical model.

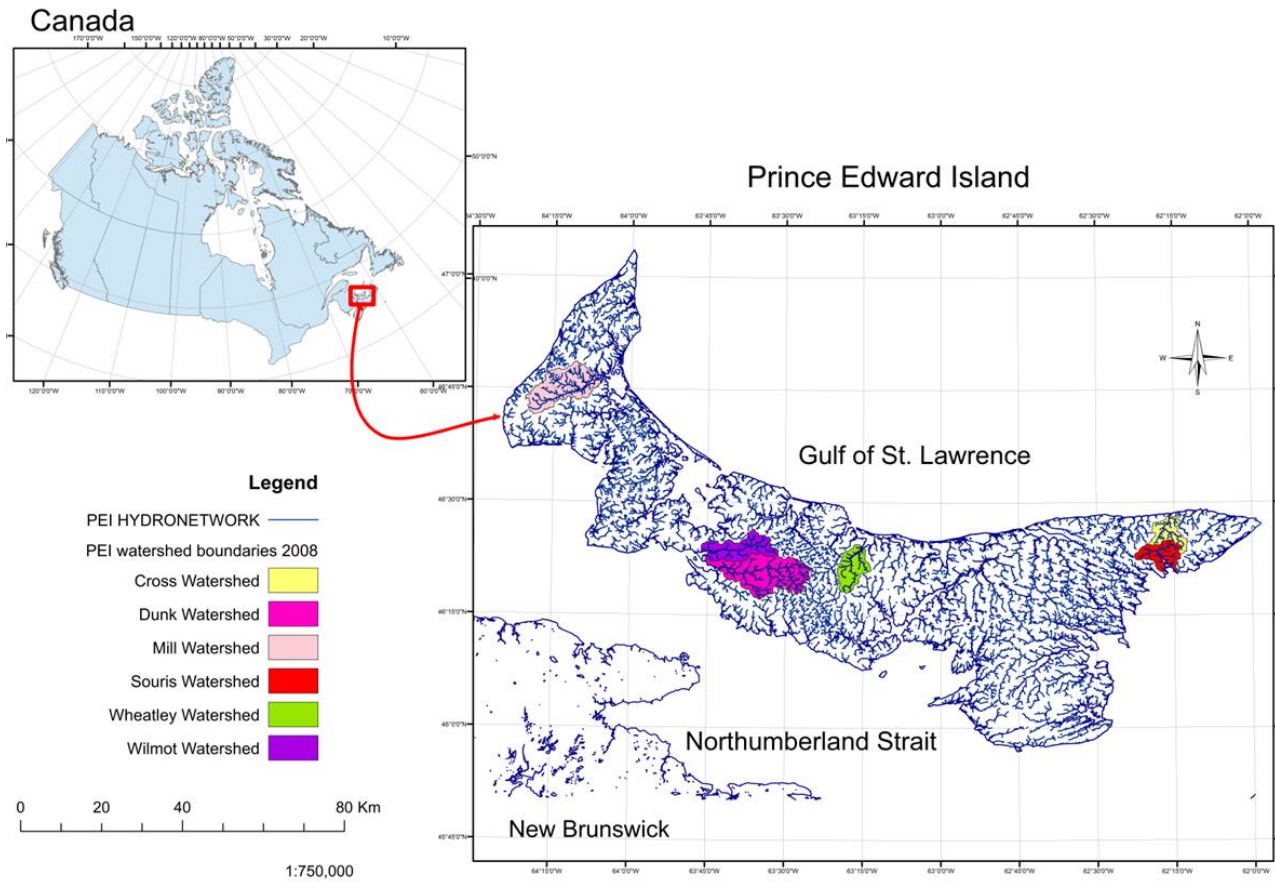
The aim of this paper is to develop a model based on an ANFIS for estimating SSC within agricultural watersheds, particularly on PEI. Thus, the first specific objective of this study was to test the ability of the model to predict SSC using precipitation and flow or surface runoff as input variables. The second objective of the study was to introduce and test an erosion risk factor as a predictor. One criticism of data-driven models is that they tend to be limited in their applications by site specificity and incapable of accounting for land use changes. To partially mitigate this problem, we developed what we call a watershed vulnerability index. This index allowed the model to account for the spatiotemporal variability of erosion potential within each drainage basin, as it relates to local soils and land use characteristics. The third objective was to

compare a multi-watershed calibration of the ANFIS-based model to river-based calibrations. A global model for all studied watersheds was developed and its results were compared to those of individual watershed models.

## **7.4 Materials and Methods**

### **7.4.1 Study watersheds**

Six drainage basins located in Prince Edward Island, Canada were selected for the present study. They are: the Wilmot, Dunk, Mill, Cross, Wheatley and Souris Rivers (see Figure 7-1). The distribution of percentage surface area occupied by agriculture and forest (PEI Department of Environment/ Energy & Forestry and Resource Inventory 2010) for those watersheds is presented in Table 7-1. The dominant soil types for each watershed have been identified, as well as their respective percentage of drainage area (see Table 7-1). All the soil types of the studied watersheds have mainly a fine sandy loam texture. They include the Charlottetown soil type, which is mainly well drained, the Cullodon, Tignish, O Leary and Albery soil types with moderate drainage, and the Malpeque and Duvar soil types, which are poorly drained (Research Branch Agriculture Canada/PEI Department of Agriculture 1994). Geologically, the sedimentary materials of PEI are referred to as Permo-Carboniferous rocks and are dominated by red-coloured sandstone and mudstone (van de Poll 1989).



**Figure 7-1** Locations and boundaries for study watersheds on Prince Edward Island, Canada

**Table 7-1** Land use and soil types for study watersheds.

	Cross River	Souris River	Wheatley River	Dunk River	Wilmot River	Mill River
Station coordinates:						
Latitude	46°27'38"	46°23'27"	46°21'50"	46°20'51"	46°26'39"	46°44'39"
Longitudinal	62°16'4"	62°18'26"	63°17'17"	63°39'46"	63°39'44"	64°11'2"
Area[km <sup>2</sup> ]	37.67	14.41	21.13	140.6	48.94	48.98
Land Use [%] :						
Agriculture	10.2	29.7	68.9	66.2	81.7	31.3
Forest	83.0	60.8	20.4	25.2	10.1	57.0
Others	6.8	9.5	10.7	8.60	8.20	11.7
Soil Type [%]:						
Charlottetown	29.8	14.3	81.2	74.0	79.7	9.10
Albery	43.6	53.7	12.9	17.7	8.10	
Malpeque	2.30				6.20	
Cullodon	8.20	15.1				
Winsloe	4.40					
Tignish						6.60
Margate						33.3
O Leary						23.9
Duvar						14.9

#### 7.4.2 Turbidity data collection

Turbidity measurements in rivers were performed using two types of turbidity probes (see Table 7-2). Turbidity loggers were deployed from December 8, 2012 through August 31, 2015. Turbidity sensors measure the turbidity of water using infrared radiation transmitted and reflected by the suspended sediments. Sensors were calibrated first with turbidity standards and the sampling frequency was set at 30 min, with an automatic wiper cleaning every 24 h, prior to sampling.

The relationship between the turbidity and SSC was determined for every river with the calibration curve established using the method of Pavey *et al.* (2007). The calibration curve for

each turbidity probe was performed using mixtures of *in situ* water and local sediment with particles of maximum size 63 micrometres. Thus, different ratios of water and sediments were continuously stirred in a 40 L tank and the value of the turbidity was recorded in conjunction with the collection of a 500 mL grab sample which was subsequently, filtered, dried and weighed in the laboratory. A nonlinear mathematical relationship between SSC and turbidity was chosen for all monitoring sites after analysis of graphs. The equation form that was used for the relationship is:

$$C = aT^b \quad (7-1)$$

Where  $C$  is the suspended sediment concentrations ;  $T$  is the water turbidity;  $a$  and  $b$  are the coefficients estimated through fitting using a routine based on the Levenberg-Marquardt algorithm, which is a variant of the Gauss-Newton iterative method. The method minimizes the sum of the squares of the residuals and has been shown to provide a better approximation compared to the ordinary least square method (St-Hilaire *et al.* 2005).

#### **7.4.3 Meteorological and hydrometric data**

Precipitation and surface runoff have a major influence on soil erosion over land and flow plays an important role in the transport capacity of suspended sediment within a river. Daily precipitation data from weather stations operated by Environment Canada (<http://climate.weather.gc.ca>) and located nearest each site were used (Table 7-2). The daily streamflow data were obtained from Environment Canada (Water Survey Division) from hydrometric stations (<http://wateroffice.ec.gc.ca>) described in Table 7-2.

Table 7-2 Meteorological and hydrometric stations used in the present study

River	Turbidity	Hydrometric		Meteorological	
	sensors	Station names	Station ID	Station names	Climatic ID
Cross	Eureka 2			St Peters	8300562
Wilmot	YSI 6136	Wilmot River near Wilmot Valley	01CB004	New Glasgow	8300497
				Elmwood	8300425
Souris	Eureka 2			Alliston	8300100
Mill	YSI 6136	Carruthers Brook near St-Anthony	01CA003	Alberton Snow	8300085
				Tyne Valley	8300846
Dunk	YSI 6136	Dunk River at Wall Road	01CB002	Elmwood	8300425
				New Glasgow	8300497
Wheatley	Eureka 2			Summerside	8300596

For the Cross, Souris and Wheatley Rivers, which are not currently gauged by Environment Canada, water level loggers were installed adjacent to the turbidity logging stations. Water levels were recorded at 30 minute time step with ONSET HOBO Water Level Loggers installed at the bottom and top of a stilling well. According to standard set up, the top level logger was measuring atmospheric pressure, in order to subtract that pressure from the values recorded by the bottom logger, which was reading total (i.e. atmospheric and hydrostatic) pressure, ultimately converted to levels. Spot discharge measurements were taken using a Marsh McBirney Velocity meter in order to construct stage-discharge rating curves for these three rivers.

In order to test surface runoff (in contrast with total discharge that combines base flow and surface runoff) as a predictor, hydrograph separation was performed using the Web-based Hydrograph Analysis Tool (WHAT; Lim *et al.* 2005). The WHAT system uses the general form of

a digital filtering proposed by Eckhardt (2005) to separate baseflow from total daily streamflow. For all studied rivers, a value equal to 0.8 for the BFI<sub>max</sub> (Maximum value of long term ratio of baseflow to total streamflow) was used as recommended by Eckhardt (2005) for perennial streams with porous aquifers.

#### 7.4.4 Adaptive neuro-fuzzy inference system methods

ANFIS-based models take advantage of the learning capacity of artificial neural networks and the ability of fuzzy logic to express knowledge about a system using standard linguistic rules, namely by combining input categories and the result of the combinations using IF...THEN sentences. ANFIS also re-injects actual numerical input data in the model as weighted sums to modulate its output (Takagi and Sugeno 1985). An example of the ANFIS architecture for two input variables  $x_1$  and  $x_2$  is shown in Figure 7-2. The fuzzy rules for this example can be stated as follows:

$$\text{Rule } R_i: \text{ IF } (x_1 \text{ is } B_i) \text{ and } (x_2 \text{ is } A_i) \text{ THEN } f_i = p_i x_1 + q_i x_2 + r_i \quad (7-2)$$

Where  $p_i$ ,  $q_i$  and  $r_i$  are consequent parameters that can be estimated by using the ordinary least squares method;  $B_i$  and  $A_i$  are linguistic values defined by fuzzy sets.

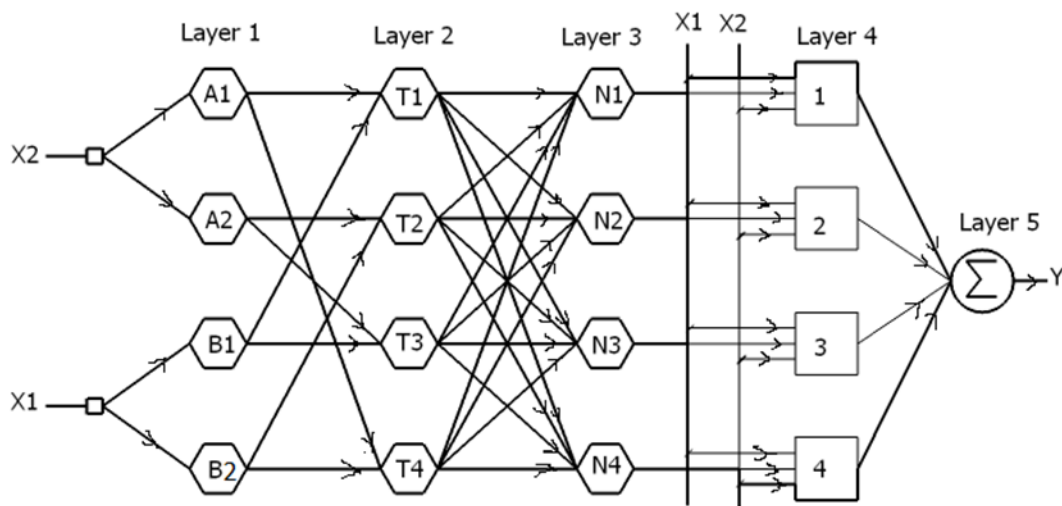


Figure 7-2 The architecture of an ANFIS model (Adapted of Jang (1993))



In Figure 2, the fuzzification layer (Layer 1) associates a membership function with each node that defines the degree of compatibility with category (e.g., high flow) represented by a fuzzy set (Godjevac 1999). A membership function of a fuzzy set, as proposed by Zadeh (1965), is a generalization of the indicator function in classical sets with a range covering the interval [0,1]. Fuzzy sets can be constructed using various simple linear or nonlinear functions. For instance, for a generalized bell-shaped membership function, the output of the  $i$ th node of layer 1 ( $O_i^1$ ) is given by the formula:

$$O_i^1 = \mu_{A_i}(x) = 1 / (1 + |(x - c_i) / a_i|^{2b_i}) \quad (7-3)$$

Where  $\mu_{A_i}$  is membership degree of  $x$  (varying between 0 for a value excluded from the membership to 1 for a value that fully belongs to the category defined by the fuzzy set);  $a_i$ ,  $b_i$  and  $c_i$  are premise parameters. The parameter  $a_i$  corresponds to the membership function center;  $b_i$  and  $c_i$  determine the slopes at the inflection points of the function used to define the fuzzy set.

In layer 2 shown in Figure 7-2, each node performs a fuzzy T-standard that defines the class of intersection operators for fuzzy subsets (Godjevac, 1999). The output of layer 2 nodes is obtained from:

$$O_i^2 = w_i = \mu_{B_i}(x_1) \times \mu_{A_i}(x_2) \quad (7-4)$$

Where  $\mu_{A_i}$  and  $\mu_{B_i}$  are membership degrees respectively for input variables  $x_1$  and  $x_2$ .

The outputs of the T-standards are standardized in layer 3. The output of layer 3 nodes in the example is obtained using the relationship:

$$O_i^3 = \bar{w}_i = w_i / (w_1 + w_2 + w_3 + w_4) \quad (7-5)$$

In layer 4, a linear combination of input variables is applied. The output of the layer 4 nodes ( $O_i^4$ ) is obtained from:

$$O_i^4 = \bar{w}_i(p_i x_1 + q_i x_2 + r_i) \quad (7-6)$$

Where  $p_i$ ,  $q_i$  and  $r_i$  are conclusion parameters that can be estimated using the least squares method for input variables  $x_1$  and  $x_2$ .

Finally, the predicted output of layer 5 ( $O_i^5$ ) is obtained by a weighted sum of layer 4 outputs:

$$O_i^5 = \sum_i \bar{w}_i(p_i x_1 + q_i x_2 + r_i) \quad (7-7)$$

To train fuzzy systems, the ANFIS hybrid algorithm uses first the least square estimator to adjust the consequent parameters according to premise parameters. Second, it uses the gradient descent algorithm to adjust the premise parameters according to the consequent parameters by adapting the connection weights to minimize errors. The database used was split into two subsets: two thirds were used for the model calibration (the so-called learning phase) and the remainder for model validation. The GENFIS1 and EVALFIS functions in matlab's fuzzy logic toolbox (MathWorks 2015) were used respectively to design a fuzzy inference system structure for ANFIS training and to perform fuzzy inference calculations. Thus, the number and type of membership functions were determined experimentally, by developing various models and studying their results. The performance criteria for the model were then calculated both in calibration phase and in validation phase. Three of the most commonly recommended criteria, namely the Nash-Sutcliffe coefficient (NS, Nash and Sutcliffe 1970, Moriasi *et al.* 2007), the root mean square error (RMSE) and the bias were used for model assessment.

#### **7.4.5 Development of watershed vulnerability index**

The watershed vulnerability index, a variable introduced as a supplement to other ANFIS model inputs, aims to take into account the impact of factors related to soil vulnerability to water erosion. Factors related to soil characteristics, topographic basins and land-use and management practice play a major role in the sediment reaching the river. The mean slopes of studied watershed were low and were all of the same order of magnitude. The most dynamic variables typically used in empirical models such as the universal soil loss equation (USLE) developed by the U.S. Department of Agriculture in the 1950s (Wischmeier *et al.* 1958, Wischmeier 1959) were included. They are the soil erodibility factor  $K$  with crops and management factor  $C$ . The USLE also includes a support and management practice factor  $P$ , which represents the soil loss associated with an agricultural support and management practice other than traditional straight-row plowing parallel to the land slope. There were no data available that would allow for the inclusion of the practice factor (e.g. information on contouring, terracing and strip cropping) in the model and it was set to 1 for the studied watersheds. The topographic data were also excluded as a model input because the mean slopes of the studied watersheds were low and were very similar among the studied drainage basins. A watershed vulnerability index  $K_r$  was developed and calculated for each watershed using only soil

erodibility  $K$  with crops and management factor  $C$ . The advantage of combining these two variables is to integrate into the ANFIS-based model the variable that takes into account the spatio-temporal distribution of the soil sensitivity or soil vulnerability to water erosion, depending on land use. The parameters that affect the  $K$  factor are soil texture, organic matter content, soil structure, permeability and seasonal fluctuations (Wall *et al.* 2002). The formula proposed by Williams *et al.* (1995) was used to calculate the soil erodibility factor  $K$ :

$$K = [0.2 + 0.3\exp(-0.0256\chi_{\text{sand}}(1 - \chi_{\text{silt}}))] \times [\chi_{\text{silt}}/(\chi_{\text{silt}} + \chi_{\text{clay}})]^{0.3} \times [1 - 0.25\chi_{\text{orgC}}/(\exp(3.72 - 2.95\chi_{\text{orgC}}) + \chi_{\text{orgC}})] \times [1 - 0.7(1 - 0.01\chi_{\text{sand}})/(\exp(-5.51 + 22.9(1 - 0.01\chi_{\text{sand}})) + (1 - 0.01\chi_{\text{sand}}))] \quad (7-8)$$

Where  $\chi_{\text{silt}}$ ,  $\chi_{\text{sand}}$ ,  $\chi_{\text{orgC}}$  are respectively the percentages of silt, sand, and organic matter.

The PEI soil layers were used to identify different types of soils in every watershed and the soil erodibility factor  $K$  for every type of soil was calculated using information on physical properties (size distribution and organic matter) given by Canadian Soil Information Service (<http://sis.agr.gc.ca/siscan>). A weighted mean of  $K$  values was computed for every basin according to the proportion of surface area occupied by different types of soils. To better account for the seasonal fluctuation in the soil erodibility factor:

- Monthly distributions of the rainfall erosivity index from the climatic station closest to the site were extracted from the RUSLE-CAN manual (Wall *et al.* 2002).
- Monthly  $K$ -values were weighted according to the distribution of erosive rainfall throughout the year.
- Monthly  $K$ -values were multiplied by a factor of 2 during the winter-spring thaw period, as recommended by Wall *et al.* (1988).

Calculating the crops and management factor ( $C$ ) requires data about crop canopy, surface cover, soil biomass, tillage, surface roughness, prior land use and the distribution of erosive rainfall (Wall *et al.* 2002).  $C$  values for periods corresponding to five crop stages for every year proposed by Wischemier and Smith (1965) were used. For every watershed, a weighted mean of  $C$  values for different crop stages was calculated according to the distribution of surface area occupied by different types of crops at different stages. Monthly  $C$  values were subsequently weighted according to the proportion of erosive rainfall index from the nearest climatic station. The monthly values of the watershed vulnerability index were obtained by combining both

factors (the monthly *C* values and monthly *K* values) and multiplying by the surface area of each watershed to account for the impact of the contributing area. Daily values of watershed vulnerability index were smoothed/interpolated from monthly values using the piecewise Cubic Hermite interpolation method (Fritsch and Carlson 1980).

## 7.5 Results and discussion

### 7.5.1 Watershed vulnerability index and sediment monitoring results

The SSC data used in this study were obtained using mathematical relationship developed using the calibration curves. The parameters of the equation used to calculate SSC versus turbidity are presented in Table 7-3 alongside four performance criteria (RMSE, NS coefficient,  $R^2$  and bias) and an example of a calibration curve is shown in Figure 7-3 for the Wilmot River. The final results of suspended sediment monitoring for all watershed studied are shown in Figure 7-4.

**Table 7-3** Values of parameters for all rivers in equation:  $SSC = a[\text{Turbidity}]^b$

River	Parameter <i>a</i>	Parameter <i>b</i>	NS	RMSE (mg/L)	$R^2$	Bias ( $10^{-2}$ )
Cross	1.61	0.96	0.99	8.8	0.99	0.15
Wilmot	0.97	1.19	0.98	99.2	0.98	-1.28
Souris	2.33	0.88	0.99	16.1	0.99	0.80
Mill	0.08	1.64	0.95	529.2	0.95	-3.5
Dunk	0.06	1.52	0.94	257.8	0.94	-9.0
Wheatley	1.48	0.98	0.99	83.4	0.98	-0.03

Examples of mean monthly SSC versus mean monthly watershed vulnerability index for year 2014 from January to November and the box plot of the watershed vulnerability index for each

watershed are shown in Figures 7-5 and 7-6, respectively.

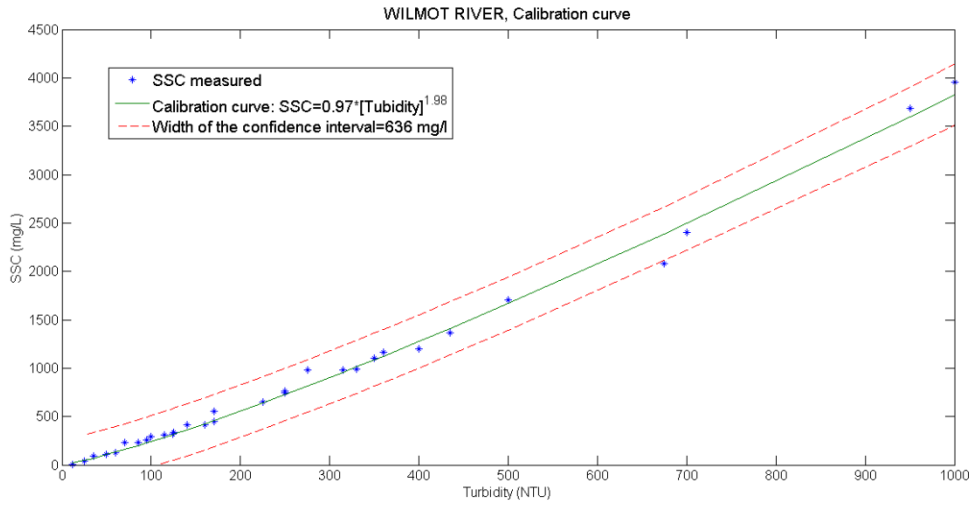


Figure 7-3 Calibration curve for Wilmot River

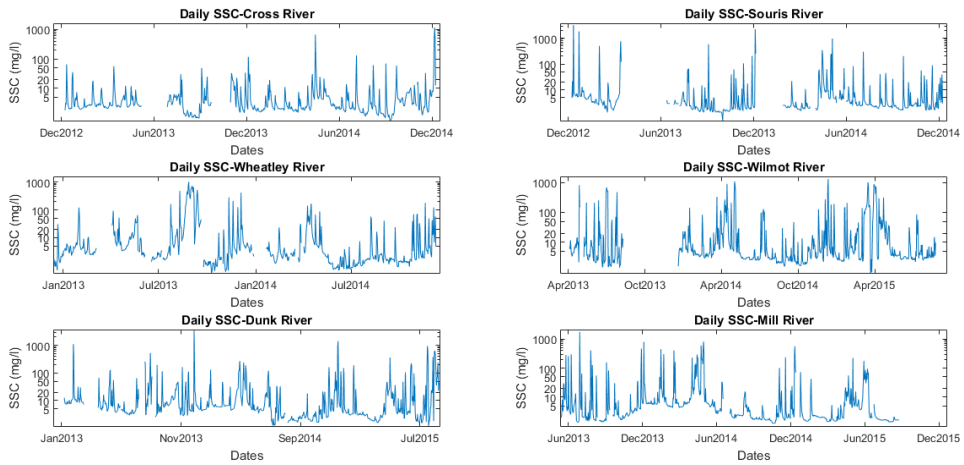
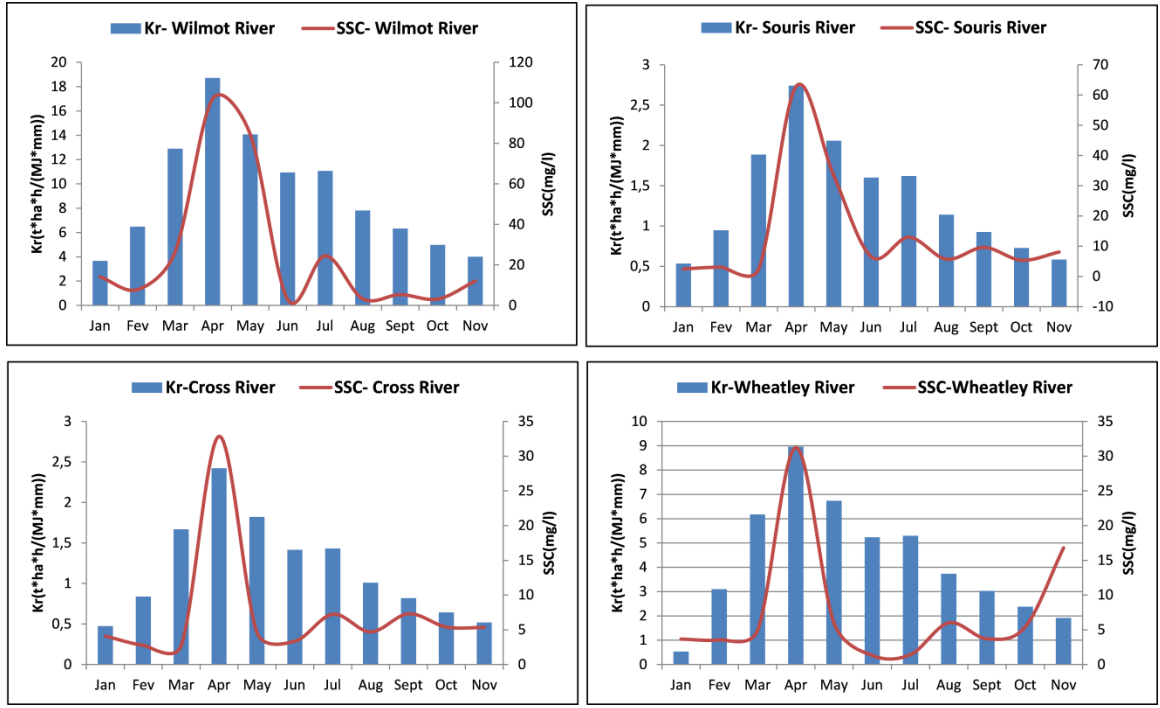
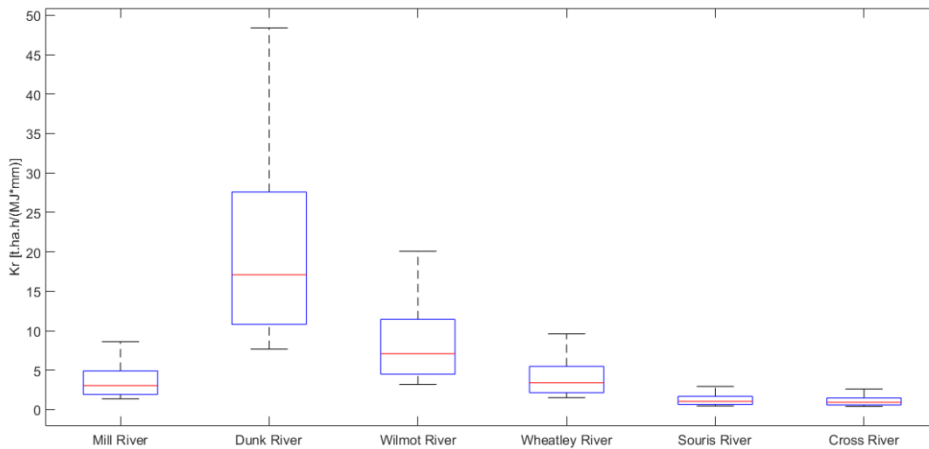


Figure 7-4 Times series of daily suspended sediment concentrations on the six rivers monitored in the present study



**Figure 7-5** Hydrographs of mean monthly SSC versus watershed vulnerability index



**Figure 7-6** Box plot of watershed vulnerability index for studied watersheds

Analysing the graph of Figure 7-5 shows that the maximum watershed vulnerability index value is observed during freezing and thawing periods while it becomes moderately high at planting time and tends to be low at crop maturity. The shape of the time series in Figure 7-5 shows that there is a strong relation between the seasonal variation of the watershed vulnerability index

and SSC. Thus the watershed vulnerability index seems to show an influence on the temporal variability of SSC for the studied watershed. Figure 7-6 shows that the Dunk River has the highest value of watershed vulnerability index  $K_r$  corresponding to a relatively high percentage of agriculture (66%). The Wilmot River also has high agriculture land cover (81 % of drainage area) and has similar  $K_r$  values as the Wheatley River, which has 70% of its drainage area used for agriculture. Comparing the  $C$  (crop and management factor) component of watershed vulnerability index between different watersheds, it was found that this factor has the greatest influence on the index  $K_r$  with a coefficient of variation of 50% between watersheds. The averaged soil erodibility factor  $K$  showed much lower variability between the six watersheds with a coefficient of variation of 3.5 %. When month is accounted for, there were no significant differences in  $K$  between the Wilmot, Wheatley, Souris and Cross Watersheds. Also, scaling the averaged watershed vulnerability index using the drainage area was a first attempt at representing the scale of sediments supplies on the ground. The net result is that basins that have up to 60% of their drainage area used for agriculture (The Dunk, Wilmot and Wheatley Rivers), are the ones with the highest values of watershed vulnerability index.

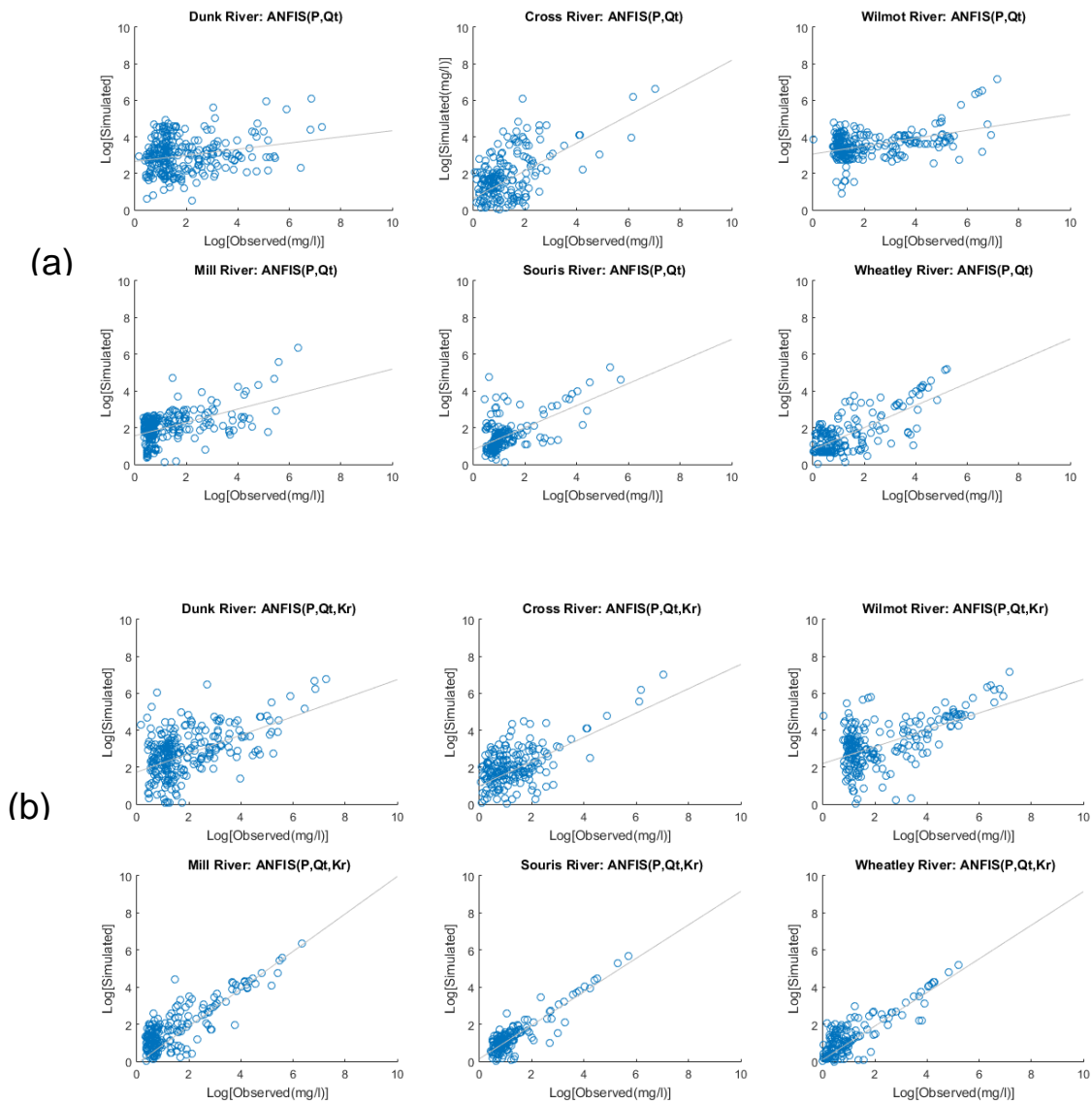
### **7.5.2 ANFIS models results for each watershed**

Various ANFIS models were developed and their results were studied for different combinations of input data (i.e., Precipitation ( $P$ ), total discharge ( $Q$ ), surface runoff ( $qR$ ) and Watershed vulnerability index ( $K_r$ )). The first two thirds of data were used for calibration and the last third for validation. The model performance indicators obtained using different combinations of input variables in the ANFIS for the six watersheds are presented in Table 7-4. Scatterplots of observed versus simulated SSC for ANFIS models with various combinations of input variables for the validation phase are shown in Figure 7-7(a) and (b). The best performance was obtained when precipitation, total flow and Watershed vulnerability index were used as input variables. This result demonstrates the roles played by total flow and the source of sediments, respectively, in the transport capacity of suspended sediment within the water column of a river and in the spatiotemporal variation of sediment budgets depending on watershed characteristics (land use, soil erodibility, etc.) under the meteorological constraints.

**Table 7-4** Performance of river-specific models using total flow ( $Q_t$ ), precipitation ( $P$ ), surface runoff ( $q_R$ ), watershed vulnerability index ( $K_r$ )

River	Input Variables	Training data			Validation data		
		NS	RMSE (mg/L)	Bias ( $10^{-2}$ )	NS	RMSE (mg/L)	Bias ( $10^{-2}$ )
Cross	P, $Q_t$	0.86	6.7	0.49	0.56	28.6	-0.59
	P, $q_R$	0.92	5.0	-0.42	0.58	27.9	2.4
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.95	4.5	-0.48	0.83	14.2	0.45
	P, $q_R$ , $K_r$	0.94	3.9	0.19	0.79	19.53	0.44
Wilmot	P, $Q_t$	0.68	33.9	-1.2	0.52	105.3	0.24
	P, $q_R$	0.71	31.9	-1.0	0.66	88.4	0.18
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.75	56.8	0.6	0.71	70.1	-0.20
	P, $q_R$ , $K_r$	0.73	48.7	-0.5	0.62	75.8	0.48
Souris	P, $Q_t$	0.74	20.9	-0.47	0.67	6.7	0.07
	P, $q_R$	0.79	18.5	-2.02	0.74	5.9	5.00
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.84	16.6	-0.07	0.86	4.30	0.30
	P, $q_R$ , $K_r$	0.78	19.41	0.2	0.82	4.9	0.02
Mill	P, $Q_t$	0.63	50.10	-0.25	0.69	25.2	-2.80
	P, $q_R$	0.61	55.35	0.17	0.65	26.4	-0.04
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.72	37.16	-0.9	0.80	21.9	0.19
	P, $q_R$ , $K_r$	0.75	28.5	-0.31	0.77	23.4	-2.71
Wheatley	P, $Q_t$	0.85	26.8	0.22	0.77	43.7	2.40
	P, $q_R$	0.86	22.7	-0.03	0.80	33.6	-2.41
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.86	20.0	0.6	0.82	30.4	0.20
	P, $q_R$ , $K_r$	0.86	29.8	-0.41	0.81	34.85	0.15
Dunk	P, $Q_t$	0.36	98.3	0.73	0.34	103.3	0.80
	P, $q_R$	0.37	96.0	-0.72	0.39	92.2	0.83
	P, $Q_t$ , $K_r$	0.57	68.4	0.31	0.55	79.5	-0.05
	P, $q_R$ , $K_r$	0.55	87.5	-0.14	0.53	86.9	0.08





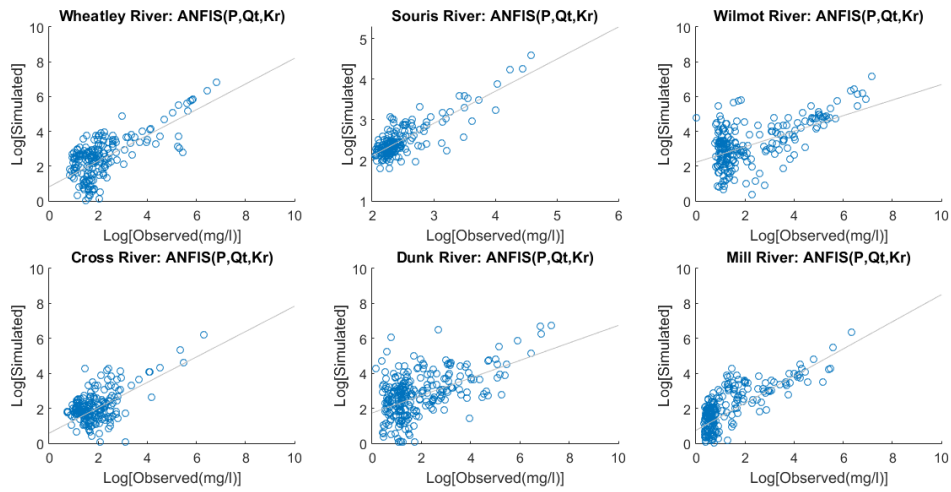
**Figure 7-7** Scatter plots of observed versus computed SSC (Validation phase) for different input variables (a) P and Qt, and (b) P, Qt and Kr)

### 7.5.3 Multi-watershed ANFIS model results

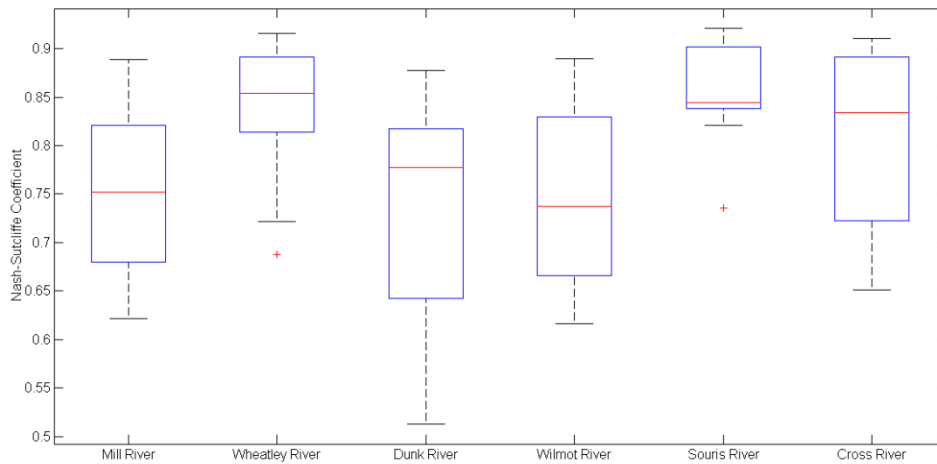
Random subsamples of the datasets (the first two-thirds of data) from each watershed were combined together in order to train the ANFIS and develop a global model which can be applied to any of the six rivers. The remaining data were used for validation of the multi-watershed ANFIS model. Only total flow, precipitation and  $K_r$  values were used as input variables, as this combination of inputs provided the best results for river-specific models. The performance indicators for the multi-watershed model are presented in Table 7-5. Figure 7-8 presents simulated versus observed SSC in the validation phase. When comparing the multi-watershed ANFIS versus single-watershed ANFIS model results in validation phase, it can be seen that the NS coefficients were decreased by 1.20 % for the Cross River, 3.48 % for the Souris River, 1.22 % for the Wheatley River, and while they were increased by 9.09 % for the Dunk River, 7.04 % for the Wilmot River and 1.25 % for the Mill River. Finally, the stability of multi-watershed ANFIS models was tested. Given that subsamples of input data from each watershed must be used to train the model, the experience needed to be repeated a number of times for varying training data. Model training was repeated 20 times using different randomly selected subsamples from all studied watersheds. Results show highest and lowest interquartile ranges for the NS coefficient the Dunk River and the Souris River, respectively (Figure 7-9). All median NS coefficient values were above 0.7 and no NS coefficient value was below 0.5.

**Table 7-5** Performance of Multi-watershed ANFIS model

River	Training data	Validation data					
		Input Variables	NS	RMSE (mg/L)	Bias ( $10^{-2}$ )	NS	RMSE (mg/L)
Cross	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.90	-3.28	0.82	17.55	-1.49
Wilmot	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.89	-1.64	0.76	53.8	-0.16
Souris	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.89	-2.35	0.83	4.35	-0.8
Mill	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.93	0.53	0.81	20.93	-2.03
Dunk	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.91	-1.27	0.61	65.6	7.21
Wheatley	P, $Q_t$ , $K_r$	0.85	33.92	2.10	0.81	31.26	4.19



**Figure 7-8** Scatter plots of simulated versus observed SSC for multi-watershed ANFIS models



**Figure 7-9** Box plot of Nash-Sutcliffe coefficient values obtained using 20 different random subsamples of input data to train the Multi-watershed ANFIS model

## 7.6 Conclusion

In the present study, a data-driven model based on the ANFIS approach was evaluated for estimating suspended sediment concentrations in rivers of six agriculture-dominated watersheds of Prince Edward Island, Canada. Different combinations of inputs were tested including precipitation, surface runoff rate, total flow and a parameter that accounts for the

temporal variability of soil erodibility according to soil and crop types. The introduction of the erosion vulnerability index significantly improved the ability of the ANFIS model to estimate SSC within the watershed. To the knowledge for the authors, this is the first attempt at including such an input to a data-driven model for SSC estimations in agricultural watersheds.

In previous studies, even when used without inputs describing the erodibility of the drainage basin, the neuro-fuzzy modelling had shown potential to become a powerful tool for estimating SSC compared to other data driven model (Kisi 2005, Kisi *et al.* 2009, Rajaei *et al.* 2009, Salajegheh *et al.* 2011, Seyedian and Rouhani 2015). For examples, Kisi (2005) applied an ANFIS model for daily suspended sediment estimation from flow data for the Quebrada Blanca River and the Rio Valenciano River (USA) and the results indicated that the ANFIS model provides higher accuracy and reliability than the artificial neural networks, the Multi-linear regression and the SRC models. The ANFIS model had a smallest RMSE and a highest  $R^2$  respectively to 2.72 mg/L and 0.876, respectively, for the Rion Valenciano River; while for the Quebrada Blanca River, the values were respectively 0.94 mg/L and 0,929 for RMSE and  $R^2$ . In another case of study, the better performance of ANFIS compared to SRC results was also reported by Kisi *et al.* (2009) for the monthly suspended sediment prediction using flow in Turkey at Kylus and Salur Koprusu stations in Kizilirmak Basin. The minimum RMSE and the highest  $R^2$  were found equal respectively to 1970 t and 0.785 for Kylus station, and they were 39.416 t and 0.76 respectively for RMSE and  $R^2$  for the Salur Koprusu station. The capabilities offered by an ANFIS were also explored in comparison with the SRC model to estimate daily SSC using flow data by Seyedian and Rouhani (2015) at four stations in the USA (Merrimack River at Alowell, Choptank Near Greensboro, Susquehanna River at Harrisburg and Swatara Creek at Harper Tavern). Their results showed that the accuracy of the ANFIS model was more acceptable than the SRC model with the  $R^2$  ranging from 0.23 to 0.95 and RMSE in the range 3.6-7506 mg/L.

Furthermore, this study showed the potential of implementing such a model on multiple watersheds. The multi-watershed model results were deemed adequate when compared to the same model trained on individual rivers. The multi-watershed ANFIS model performance varied with different training sets, but never lost its predictive capacity (NS coefficient > 0.5), which again indicates that the approach has the potential to be used on a regional scale, provided that subsamples of inputs used for the training sets encompass most conditions occurring on individual watersheds. This study opens the door to further investigations and additional work

will be needed to see how the spatial variation of the index within a watershed can affect SSC and to revisit the need for scaling the index by drainage area

### **Acknowledgements**

We would like to thank Christina Pater for her help during field work.

### **Disclosure statement**

No potential conflict of interest was reported by the authors.

### **Funding**

The authors wish also to acknowledge funding received from the Canadian Water Network for this work.

## 8 BIBLIOGRAPHIE DU DEUXIEME ARTICLE

---

- Abrahart, R.J., *et al.*, 2011. DAMP: A protocol for contextualising goodness-of-fit statistics in sediment-discharge datadriven modelling. *Journal of Hydrology*, 409 (3–4), 596– 611. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.08.054
- Ashmore, P., *et al.*, 2000. Recent (1995–1998) Canadian research on contemporary processes of river erosion and sedimentation, and river mechanics. *Hydrological Processes*, 14 (9), 1687–1706. doi:10.1002/(ISSN)1099-1085
- Aytek, A. and Kişi, Ö., 2008. A genetic programming approach to suspended sediment modelling. *Journal of Hydrology*, 351 (3–4), 288–298. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.12.005
- Buck, O., Niyogi, D.K., and Townsend, C.R., 2004. Scale dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, 130 (2), 287–299. doi:10.1016/j.envpol.2003.10.018
- Cairns, D.K., 2001. An evaluation of possible causes of decline in pre-fisheries abundance of North American Atlantic Salmon. *Canadian Technical Reports Fisheries and Aquatic Sciences*, 2358, 67.
- Collins, A.L. and Walling, D.E., 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography*, 28 (2), 159–196. doi:10.1191/0309133304pp409ra
- Commission on Land and Local Governance, 2009. *Report of Commission on Land and Local Governance*. Communications PEI-Documents Publishing Centre, Charlottetown. 163 p
- Dong, J., Xia, X., and Zhai, Y., 2013. Investigating particle concentration effects of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) sorption on sediment considering the freely dissolved concentrations of PAHs. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (8), 1469–1477. doi:10.1007/s11368-013-0736-9
- Downing, J., 2005. Environmental Instrumentation and Analysis Handbook. Chapitre 24: turbidity monitoring. *John Wiley and Sons*, 270, 511–546
- Eckhardt, K., 2005. How to construct recursive digital filters for baseflow separation. *Hydrological Processes*, 19 (2), 507–515. doi:10.1002/(ISSN)1099-1085
- Fritsch, F.N. and Carlson, R.E., 1980. Monotone Piecewise Cubic Interpolation. *SIAM Journal on Numerical Analysis*, 17 (2), 238–246. doi:10.1137/0717021
- Gao, P., 2008. Understanding watershed suspended sediment transport. *Progress in Physical Geography*, 32 (3), 243–263. doi:10.1177/0309133308094849
- Gippel, C.J., 1995. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrological Processes*, 9 (1), 83–97. doi:10.1002/(ISSN) 1099-1085
- Godjevac, J.É., 1999. *Idées nettes sur la logique floue*. 1st éd ed. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 128.
- Higgins, H., *et al.*, 2011. Suspended sediment dynamics in a tributary of the Saint John River, New Brunswick. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 38 (2), 221–232. doi:10.1139/L10-129

- Horowitz, A.J., 2003. An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended sediment concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrological Processes*, 17 (17), 3387–3409. doi:10.1002/(ISSN)1099-1085
- Jang, J.S.R., 1993. ANFIS: adaptive-network-based fuzzy inference system. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, 23 (3), 665–685. doi:10.1109/21.256541
- Kachanoski, R.G., 1992. *Evaluation of soil loss rates under different soil and cropping practices in Prince Edward Island*. Guelph, ON: University of Guelph.
- Kachanoski, R.G. and Carter, M.R., 1999. Landscape position and soil redistribution under three soil types and land use practices in Prince Edward Island. *Soil and Tillage Research*, 51 (3–4), 211–217. doi:10.1016/S0167-1987(99) 00038-0
- Kisi, O., 2005. Suspended sediment estimation using neurofuzzy and neural network approaches/Estimation des matières en suspension par des approches neurofloues et à base de réseau de neurones. *Hydrological Sciences Journal*, 50 (4). doi:10.1623/hysj.2005.50.4.683
- Kisi, O., et al., 2009. Adaptive neuro-fuzzy computing technique for suspended sediment estimation. *Advances in Engineering Software*, 40 (6), 438–444. doi:10.1016/j.advengsoft.2008.06.004
- Kisi, O., 2016. A new approach for modeling suspended sediment: evolutionary fuzzy approach. *Hydrology and Earth Systems Sciences Discussions*, 2016, 1–41. doi:10.5194/hess-2016-213
- Li, H., Liu, L., and Ji, X., 2015. Modeling the relationship between landscape characteristics and water quality in a typical highly intensive agricultural small watershed, Dongting lake basin, south central China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (3), 129. doi:10.1007/s10661-015-4349-1
- Lim, K.J., et al., 2005. Automated Web GIS Based Hydrograph Analysis Tool, WHAT. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (6), 1407– 1416. doi:10.1111/jawr.2005.41.issue-6
- Lisle, T.E. and Lewis, J., 1992. Effects of sediment transport on survival of salmonid embryos in a natural stream: a simulation approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49 (11), 2337–2344. doi:10.1139/f92-257
- MathWorks, I., 2015. *Matlab: Fuzzy Logic Toolbox*. R2015a. Natick, MA: MathWorks, Inc.
- Merritt, W. S., Letcher, R. A., and Jakeman, A. J., 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, 18 (8), 761–799. doi:10.1016/S1364-8152(03)00078-1
- Minella, J.P., et al., 2008. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. *Hydrological Processes*, 22 (12), 1819–1830. doi:10.1002/hyp.6763
- Moriasi, D., et al., 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. and Sutcliffe, J.V., 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

- Ouellet-Proulx, S., et al., 2015. Estimation of suspended sediment concentration in the Saint John River using rating curves and a machine learning approach. *Hydrological Sciences Journal*, Published online. doi:10.1080/02626667.2015.1051982
- Pavey, B., et al., 2007. Exploratory study of suspended sediment concentrations downstream of harvested peat bogs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135 (1–3), 369–382. doi:10.1007/s10661-007-9656-8
- PEI Department of Environment/Energy & Forestry and Resource Inventory, 2010. Corporated Land Use Inventory 2010. Available from: [www.gov.pe.ca/gis](http://www.gov.pe.ca/gis).
- Prince Edward Island Department of Fisheries and Environment, 1996. *Water on Prince Edward Island: understanding the resource, knowing the issues*. Montague: Prince Edward Island Department of Fisheries and Environment.
- Rajaei, T., et al., 2009. Daily suspended sediment concentration simulation using ANN and neuro-fuzzy models. *Science of the Total Environment*, 407 (17), 4916–4927. doi:10.1016/j.scitotenv.2009.05.016
- Research Branch Agriculture Canada/PEI Department of Agriculture, 1994. Soil Survey of PEI. Available from: [www.gov.pe.ca/gis](http://www.gov.pe.ca/gis).
- Sadar, M., 2002. *Turbidity instrumentation—an overview of today’s available technology*. Turbidity and Other Sediment Surrogates Workshop, Nevada, 62.
- Salajegheh, A., et al., 2011 Investigation of the multi layer perceptron, fuzzy logic and neuro-fuzzy for estimating of suspended load. *International Conference on Chemical, Biological and Environment Sciences*. (Bangkok, December), p 444–449.
- Seyedian, S. and Rouhani, H., 2015. Assessing ANFIS accuracy in estimation of suspended sediments. *Gradjevinar*, 67 (12). doi:10.14256/JCE.1210.2015
- St-Hilaire, A., et al., 2005. Streambed sediment composition and deposition in a forested stream: spatial and temporal analysis. *River Research and Applications*, 21 (8), 883–898. doi:10.1002/(ISSN)1535-1467
- Stonehouse, D.P. and Bohl, M., 1990. Land degradation issues in Canadian agriculture. *Canadian Public Policy /Analyse De Politiques*, 16 (4), 418–431. doi:10.2307/3550856
- Takagi, T. and Sugeno, M., 1985. Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, SMC-15 (1), 116–132. doi:10.1109/TSMC.1985.6313399
- Tramblay, Y., St-Hilaire, A., and Ouarda, T.B.M.J., 2008. Frequency analysis of maximum annual suspended sediment concentrations in North America /Analyse fréquentielle des maximums annuels de concentration en sédiments en suspension en Amérique du Nord. *Hydrological Sciences Journal*, 53 (1), 236–252. doi:10.1623/hysj.53.1.236
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 1996. Nonpoint source pollution: the Nation’s largest water quality problem. Pointer No. 1, EPA841-F-96-004A. Available from: [http://water.epa.gov/polwaste/nps/out\\_reach/point1.cfm](http://water.epa.gov/polwaste/nps/out_reach/point1.cfm) [Accessed 20 Nov 2015].
- van de Poll, H.W., 1989. Lithostratigraphy of the Prince Edward Island redbeds. *Atlantic Geology*, [S.l.], apr. 1989. ISSN 1718-7885. Available from: <https://journals.lib.unb.ca/index.php/ag/article/view/1668> [Accessed 11 Dec 2016]
- Wall, G.J., et al., 1988. Seasonal soil erodibility variation in southwestern ontario. *Canadian Journal of Soil Science*, 68 (2), 417–424. doi:10.4141/cjss88-038



- Wall, G.J., et al., 1995. Erosion. Ottawa: The health of our soils-toward sustainable agriculture in Canada. Centre for Land and Biological Resources Research, Research Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, 61–67. Ont:3.
- Wall, G.J., et al., 2002. RUSLE-CAN — Équation universelle révisée des pertes de sol pour application au Canada. Manuel pour l'évaluation des pertes de sol causées par l'érosion hydrique au Canada. *Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario)*, No de la contribution AAC2244F, 117p.
- Williams, J.R., 1995. The EPIC model. In: V.P. Singh, ed. Computer models of watershed hydrology. Highlands Ranch, CO: Water Resources Publications, 909–1000.
- Wischmeier, W.H., 1959. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. *Soil Science Society of America Journal*, 23 (3), 246–249. doi:10.2136/sssaj1959.03615995002300030027x
- Wischmeier, W.H., Smith, D., and Umland, R.E., 1958. Evaluation of factors in the soil loss equation. *Agricultural Engineering*, 36, 458–462.
- Wischmeier, W.H. and Smith, D.D., 1965. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: guide for selection of practices for soil and water conservation. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 282.
- Wölz, J., et al., 2010. Impact of contaminants bound to suspended particulate matter in the context of flood events. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (6), 1174–1185. doi:10.1007/s11368-010-0262-y
- Wood, P.J. and Armitage, P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21 (2), 203–217. doi:10.1007/s002679900019
- Xia, X., et al., 2016. Effect of water-sediment regulation of the Xiaolangdi reservoir on the concentrations, characteristics, and fluxes of suspended sediment and organic carbon in the Yellow River. *Science of the Total Environment*, 571, 487–497. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.07.015
- Zadeh, L.A., 1965. Fuzzy sets. *Information and Control*, 8 (3), 338–353. doi:10.1016/S0019-9958(65)90241-X
- Zhang, X., et al., 2015. Bioavailability of pyrene associated with suspended sediment of different grain sizes to daphnia magna as investigated by passive dosing devices. *Environmental Science & Technology*, 49 (16), 10127–10135. doi:10.1021/acs.est.5b02045

## 9 TROISIEME ARTICLE

---

### **Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models**

Évaluation de la largeur effective des bandes tampons riveraines afin de réduire les sédiments en suspension dans un bassin versant agricole à l'aide de modèles ANFIS et SWAT

**Auteurs :** Zacharie Sirabahenda <sup>1</sup>, André St-Hilaire <sup>1</sup>, Simon C. Courtenay <sup>2</sup> et Michael R. van den Heuvel <sup>3</sup>

<sup>1</sup> Canadian Rivers Institute, INRS-ETE, 490 Rue de la Couronne, Québec City, QC G1K 9A9, Canada.

<sup>2</sup> Canadian Rivers Institute, School of Environment, Resources and Sustainability, University of Waterloo, 200 University Avenue West, Waterloo, ON N2L 3G1, Canada.

<sup>3</sup> Canadian Rivers Institute, Department of Biology, University of Prince Edward Island, 550 University Avenue, Charlottetown, PEI C1A 4P3, Canada.

**Titre de la revue :** CATENA, Soumis le 16 octobre 2018.

**Contribution des auteurs :** L'idée qui a mené à l'article a été élaborée par les Pr. Michael R. van den Heuvel, André St-Hilaire, et Simon C. Courtenay avec la collaboration de l'étudiant Zacharie Sirabahenda. Le travail de terrain pour la collecte des données, les analyses et les simulations par les modèles ont été effectués par l'étudiant Zacharie Sirabahenda sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel. Le processus de rédaction, de correction et de réponse aux commentaires des réviseurs a été effectué par l'étudiant Zacharie Sirabahenda sous la supervision des Pr. André St-Hilaire, Simon C. Courtenay et Michael R. van den Heuvel.

## 9.1 Résumé

Les zones tampons riveraines aident à atténuer les charges sédimentaires en suspension dans les rivières des bassins versants agricoles. L'évaluation de leur efficacité pour le contrôle des sédiments par différentes approches de modélisation peut aider à orienter les pratiques de gestion bénéfiques. Le modèle 'Soil and Water Assessment Tool' (SWAT) et le modèle basé sur le système d'inférence neuro-floue adaptatif (ANFIS) ont été utilisés pour prévoir les concentrations de sédiments en suspension (CSS) et les charges de sédiments dans le bassin versant de la rivière Mill (Î.-P.-É., Canada). Ces modèles ont ensuite été utilisés pour évaluer l'impact des largeurs des zones tampons riveraines sur la réduction des charges sédimentaires. Le modèle ANFIS prédit de manière plus précise les CSS mesurée que le modèle SWAT. La relation entre la largeur du tampon et la réduction des sédiments évolue asymptotiquement et commence à se stabiliser entre 50 et 100 m. L'augmentation de la largeur de la zone tampon de 15 à 100 m a entraîné une augmentation de la rétention des charges de sédiments de 30.5% et 36.2% de la charge totale de sédiments pour les modèles SWAT et ANFIS, respectivement. Les augmentations du taux de rétention des sédiments tendent vers zéro pour les largeurs de bande riveraines supérieures à 50 m pour les deux modèles. Cette étude a mis en évidence qu'un modèle empirique de type ANFIS peut être utilisé pour simuler l'impact des changements d'utilisation du territoire sur les apports en sédiments dans une rivière.

## 9.2 Abstract

Riparian buffers are important features that help to mitigate suspended sediment loads within rivers running through agricultural landscapes. Evaluating their effectiveness for sediment control by different modelling approaches can help direct beneficial management practices. The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model and the Adapted Neuro-Fuzzy Inference System (ANFIS) based model were used for prediction of suspended sediment concentrations (SSC) and sediment loads in the Mill River watershed (PEI, Canada). Those models were then used to assess the impact of riparian buffer widths in reducing sediment loads. The ANFIS model predicted measured SSC more accurately than the SWAT model. The relationship between buffer width and sediment reduction was asymptotic, and the relationship begins to plateau between 50 and 100 m. Increasing the buffer width from 15 to 100 m led to an increase in sediment loads retention of 30.5% and 36.2% of the total stream sediment load for the SWAT and ANFIS models, respectively. The increases of the sediment retention rate tend toward zero for riparian strip widths above 50 m for both models. This study highlighted that a data-driven

ANFIS based model can be used to simulate the impact of land use changes on the sediment delivery in a river.

### 9.3 Introduction

Agriculture is reported by the United States Environmental Protection Agency as the most widespread cause of stream pollution (U.S. Environmental Protection Agency, 2000). Sediment, bacteria and nutrients constitute the three leading sources of water pollution from agriculture (Liu *et al.*, 2008; Beaudry, 2017; FAO & IWMI, 2017). In addition, soil particles being transported in surface waters can be contaminated by adsorbed heavy metals or organic pollutants (Kadokami *et al.*, 2013; Song *et al.*, 2017) and affect both aquatic flora and fauna (Beyer *et al.*, 2014). The turbidity of river water increases as a function of the increase of sediment loads with negative consequences on fish habitat, the growth of aquatic plants and invertebrate species (Ramskov *et al.*, 2015; Valero *et al.*, 2017).

Watersheds without sustainable land use and soil management practices can be subject to increased erosion with high rates of soil loss (Shi *et al.*, 2017; Mello *et al.*, 2018; Schmidt *et al.*, 2018). The increase of the soil erosion in agricultural areas is related to the precipitation regime, land slope and soil properties (Montgomery, 2007; Keesstra *et al.*, 2016; Restrepo & Escobar, 2018). Riparian buffer strips are multifunctional management tools that play an important role for river water quality and are vital for aquatic biodiversity and riparian habitat (Mankin *et al.*, 2007; McCracken *et al.*, 2012; Stutter *et al.*, 2012). Implementing riparian buffer zones is the most natural mitigation measure allowing for surface runoff reduction, pollutants filtering and sediment retention before they reach the channel network while additionally creating corridors of riparian habitat along streams and regulating stream temperature. The optimal width of riparian buffer strips can vary depending on the intended function (e.g., retention of sediment vs. nutrients; Chang *et al.*, 2011; Hawes & Smith, 2005 (Hawes & Smith, 2005; Chang *et al.*, 2011; Shan *et al.*, 2014; Miller *et al.*, 2015). Understanding of the impact of buffer strips for sediment control in agricultural landscape is crucial to evaluating their effectiveness (Sahu & R. Gu, 2009; Betrie *et al.*, 2011; Monteiro *et al.*, 2016; Vigiak *et al.*, 2016; Mello *et al.*, 2017).

Hydrological and erosion/sediment models, in combination with monitoring, are essential tools to assist watershed managers in implementation of strategies and policies for water quality preservation, particularly for the optimisation of the beneficial management practices for achieving water quality targets (Hould-Gosselin *et al.*, 2016; van Vliet *et al.*, 2016; Romano *et*

*al.*, 2018). Physical processes related to erosion and sediment transport are modelled with empirical or/and deterministic approaches and this results in two main types of models, namely data-driven models and physical process-based models. Data-driven models and physical process-based models have different strengths and limitations for estimating suspended sediment concentrations (SSC) and sediment load. Despite their relatively easy implementation for examining impacts of changes in landscape management practices, physical process-based models can require large quantities of input data, input parameters and computational time during calibration, compared to data-driven models (Hamaamin *et al.*, 2016). However, the potential of data-driven models for exploring the implications of altering factors that may influence erosion, such as land-use/land-cover in agricultural watersheds, remains relatively unexplored.

Prince Edward Island (PEI, Canada) is a highly agricultural province and increasing degradation of the environmental conditions of its streams, estuaries and coastal waters is recognized (Coffin *et al.*, 2018). Sediments resulting from intense agricultural activities have been well documented in the region (Alberto *et al.*, 2016; Sirabahenda *et al.*, 2017). Monitoring of suspended sediment during 2013 - 2017 showed that the sediment loads are high in several PEI Rivers and stakeholders involved in watershed management have to consider mitigating actions in order to attenuate erosion (Sirabahenda *et al.*, 2017). One cost-effective strategy to guide mitigations consists of implementing robust models as decision-making tools.

The objective of this study was to compare the effectiveness of a deterministic model and an empirical model for prediction of SSC and sediment loads in an agricultural watershed. Secondly, those models are used to assess the impact of riparian buffer widths in reducing sediment loads. To this end a global nonparametric model, the Artificial Neuro-Fuzzy Inference System (ANFIS) based model, including a new parameter related to soil and land-use characteristics, was developed by Sirabahenda *et al.* (2017). This model is used along with the well-known deterministic model, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model with the goal of simulation of impacts from different scenarios of land use and management on sediment loads using a PEI watershed.

## 9.4 Materials and Methods

### 9.4.1 Study site and data gathering

The Mill River is located in Prince Edward Island, Canada and flows into the southern Gulf of St Lawrence (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). The Mill watershed covers an area of 120.4 km<sup>2</sup> and the drainage upstream of the sediment monitoring station (46°44'39.6"N, 64°11'2.1"W) is 46.2 km<sup>2</sup>. The steeper slopes are located near the river banks and slopes are classified such that 59.3% and 12.7% of watershed area are under 1% and above 3%, respectively. The principal soil types of the Mill watershed and their drainage classes (Research Branch Agriculture Canada/PEI Department of Agriculture, 1994) are presented in Table 9-1. The geological formation of the native rocks of those sedimentary soils is considered to be Triassic Age with dominant feature of red color (van der Poll, 1983). The three main types of land use/land cover for the studied watershed (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) were agriculture (31.3%), forest (60.7%) and wetlands (6.4%).

**Table 9-1** Distribution area (%) of soil series for Mill Watershed.

<b>Drainage class</b>	<b>Soil types names</b>
<b>Well drained</b>	Charlottetown (7.5%)
<b>Moderate drained</b>	Margate (39.9%), Tignish (7.2%), O Leary (24.2%); Albery (3.0%)
<b>Poorly drained</b>	Duvar (14.5%)

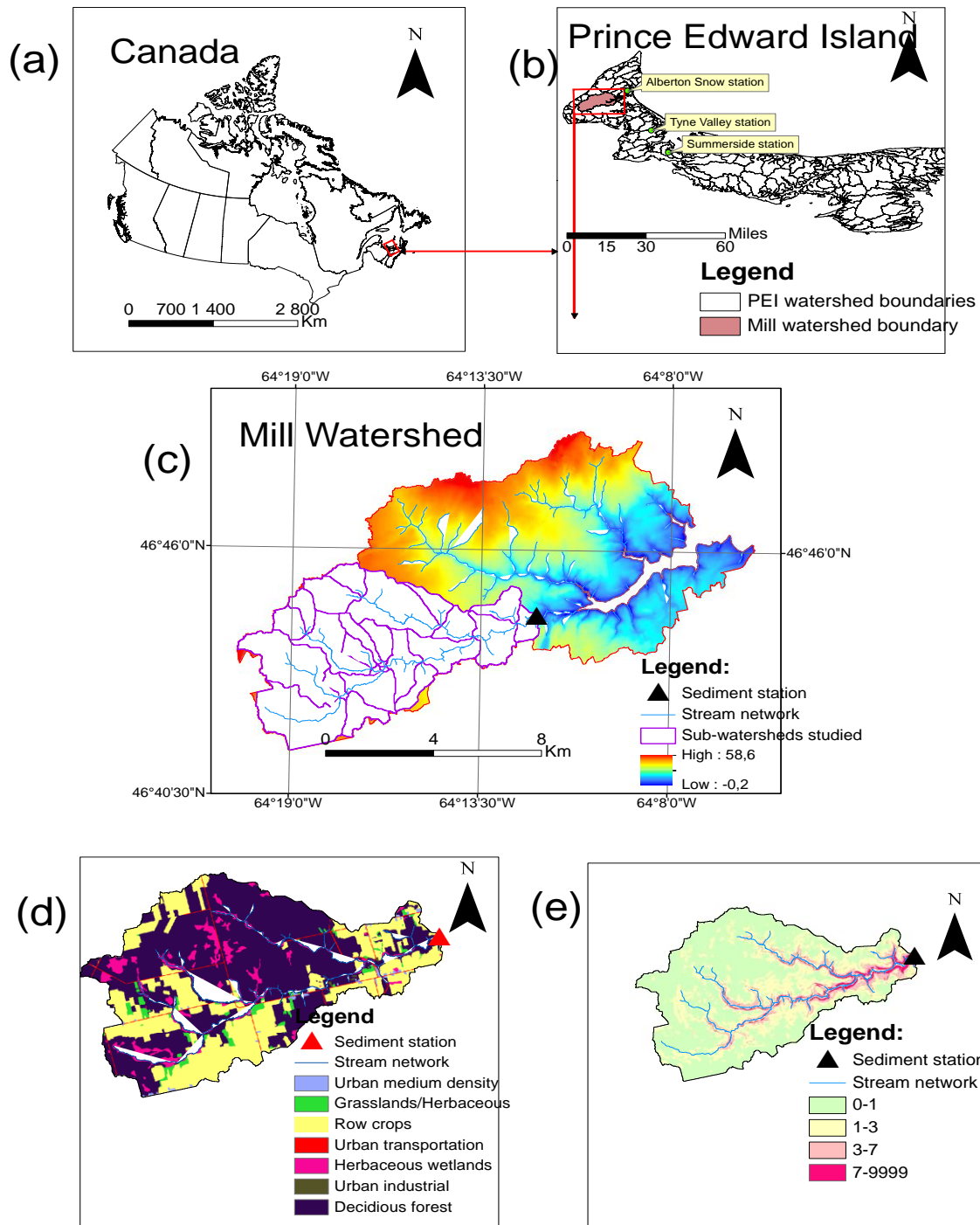


Figure 9-1 Mill River Watershed location (b), elevation (c) land use (d) and slope (e).

Suspended sediment data were monitored in the Mill River using turbidity from May 15, 2013 through September 30, 2017. An YSI turbidity probe that quantifies reflectance of infrared radiation by the suspended sediments to measure Nephelometric Turbidity Units (NTU), was deployed. The sampling frequency was 30 min with an automatic cleaning after 24 h and a seasonal recalibration of the probe. The relation between the turbidity and SSC was determined by establishing a calibration curve with grab samples of river sediments with varying dilution to cover the range of measured turbidity. Each grab sample was subsequently filtered, dried and weighed to determine SSC. The detailed description is given by Sirabahenda *et al.* (2017) for calculation of the non-linear mathematical relationship between SSC and turbidity for the Mill River. Meteorological data, including precipitation, temperature, wind speed, solar radiation and humidity were obtained from local weather stations (Alberton Snow, Tyne Valley, Harrington CDA CS and Summerside stations) operated by Environment and Climate Change Canada (<http://climate.weather.gc.ca>). Streamflow data were obtained from Environment and Climate Change Canada (Water Survey Division) for Carruthers Brook near St-Anthony station (<http://wateroffice.ec.gc.ca>).

#### **9.4.2 SWAT model description and set up**

The SWAT model is a conceptual physically process-based model that enables simulation of the impacts of land use practices on waterbodies (qualitatively and quantitatively) at the watershed scale (Neitsch *et al.*, 2011). For spatial discretization, the watershed is partitioned into sub-watersheds which are further divided into Hydrologic Response Units (HRUs) comprised of unique combinations of land cover, slope and soil type.

Processes modeled by SWAT include canopy storage, snow melt, surface runoff and infiltration, crop growth, evapotranspiration, erosion and transport of sediments, nutrients and pesticides. Erosion generated by precipitation and surface runoff is calculated using the Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) (Williams, 1995). The MUSLE is a function of runoff factors (peak and volume of runoff), soil erodibility factor, cover and management factor, support practice factor, a topographic factor and a coarse fragment factor. A detailed description of the physical processes involved in modelling the hydrological cycle and related to the loadings of sediments, nutrients and others pollutants and their movement through the channel network is presented by Neitsch *et al.* (2011) in the SWAT theoretical documentation (<http://swatmodel.tamu.edu>).



In this study, an ArcGIS-ArcView extension and graphical interface for SWAT, ArcSWAT 2012 was used to set up the model by using watershed characteristics obtained from a database including Digital Elevation Model (DEM), soil, land use and climatic data. GIS data layers for the stream network, soil, land use and 2 m contour lines (PEI Department of Environment/ Energy & Forestry and Resource Inventory, 2010) were used for the DEM construction and further sub-classification of areas in the Mill watershed. The Mill watershed was delineated into 25 sub-basins, from a reduced resolution DEM of 10 m, which were then further partitioned into Hydrologic Response Units (HRUs). The distribution of HRU within the Mill watershed was set up using multiple HRUs per sub-basin option with the same minimum areal coverage threshold of 5% for land use, soil and slope classes to be considered. Then, subdividing the sub-basin into homogeneous areas having unique soil, land use and management combinations resulted in a total of 479 HRUs for the Mill watershed. The largest sub-basin has an area of 587.3 ha while the smallest sub-basin has an area of 5.37 ha. Some statistics regarding the area of those HRUs from the sub-watersheds are shown in the Table 9-2.

**Table 9-2** Statistics for area of the HRUs

<b>Statistic for the HRUs from the sub-watersheds</b>						
<b>Interval area [ha]</b>	<b>Sum area</b>	<b>Number of HRUs</b>	<b>Max</b>	<b>Mean</b>	<b>Min</b>	<b>Sd</b>
	[ha]		[%]	[%]	[%]	[%]
<b>1-10</b>	1020.97	366	24.31	2.32	0.03	2.99
<b>10-40</b>	1626.02	87	39.19	10.54	2.08	7.52
<b>40-80</b>	895.13	18	51.07	26.39	7.84	14.75
<b>80-200</b>	1076.81	8	58.84	32.23	17.19	13.41

For overland flow, the modified Soil Conservation Service (SCS) curve number method (USDA Soil Conservation Service, 1972) was selected to estimate the amount of runoff. The modified rational method (Kuichling, 1889) was used to calculate runoff peaks and the potential evapotranspiration was computed using Monteith (1965). The variable storage routing method (Williams, 1969) was chosen to route water through the channel flow network to the watershed outlet. The SWAT model estimated sediment erosion due to precipitation and runoff using the

MUSLE and the simplified version of Bagnold (1977) stream power equation was chosen for sediment routing, including sediment resuspension and deposition phenomena.

The calibration was performed manually (Neitsch *et al.*, 2002) by iteratively adjusting the parameters and comparing simulated results to observations for streamflow and sediment loads. The baseflow filter program (Arnold *et al.*, 1995; Arnold & Allen, 1999) available on <https://swat.tamu.edu> was used for partitioning observed stream flow into base flow and surface runoff. For the hydrological model component, the surface runoff was firstly calibrated by adjusting the parameters such as the curve number (CN2), soil available water capacity (SOL\_AWC) and soil evaporation compensation factor (ESCO). Secondly, the base flow was calibrated considering the following parameters: the groundwater “revap” coefficient (GW\_REVAP), the threshold depth of water in the shallow aquifer for “revap” to occur (REVAPMN) and the threshold depth of water in the shallow aquifer required for base flow to occur (GWQMN). Finally, the parameters that impact the shape of the hydrograph such as the channel hydraulic conductivity coefficient (CH\_K) for the transmission losses, the roughness coefficient (OV\_N), the base flow alpha factor (ALPHA\_BF), the temperature lapse rate (TLAPS) and minimum/maximum melt rates (SMFMX and SMFMN) for snow melt, were adjusted until values were acceptable for both water balance and stream flow. For the sediment model component, the following parameters were adjusted for sub-watershed sediment loads in addition to runoff factors calculated during the hydrologic calibration process: crop management factor (USLE\_P), slope length factor (SLSUBBSN), the slope of HRUs (SLOPE), crop practice factor (USLE\_C), crop residue coefficient (RSDCO) and bio-mixing efficiency (BIOMIX). For channel routing, the parameters related to sediment degradation and deposition processes such as the channel cover and erodibility factors (CH\_COV and CH\_EROD), linear and exponential coefficient for sediment re-entrainment in channel (SPCON and SPEXP), were also adjusted during sediment calibration.

The hydrological module calibration was performed for the period of January 2007 through December 2015, while the data from January 2000 through December 2003 were used to validate the hydrological component of the SWAT model. Also, the period from January 2004 through December 2006 was fixed as the model spin up period for SWAT simulations. Sediment module calibration and validation were done from May 2013 through December 2015, and from January 2016 through September 2017 respectively. The performance of the model was evaluated through graphical analysis between simulated and measured data and calculation of three statistical metrics (Table 9-3) recommended by (Moriasi *et al.*, 2007): the Nash-Sutcliffe

efficiency (NSE), the root mean square error-observations standard deviation ratio (RSR) and the percent bias (PBIAS). The Nash-Sutcliffe Efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970) is a standardized measure that determines the relative magnitude of the residual variance compared to the measured data variance. The PBIAS quantifies the average tendency of the simulated data to be larger or smaller than the observed data (Gupta *et al.*, 1999). The RSR is a measure of the ratio of the Root Mean Square Error (RMSE) and the standard deviation of the observed data.

**Table 9-3** Performance rating and statistical criteria.  $X_i$  and  $\bar{X}_i$  refer to the observed data and their average respectively,  $Y_i$  refer to the simulated data and  $n$  is the number of observations.

Statistics criteria	Performance Rating : Good (Moriassi et al., 2007)	
Equations	Streamflow	Sediment
$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X}_i)^2}$	$0.65 < NSE \leq 0.75$	$0.65 < NSE \leq 0.75$
$RSR = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X}_i)^2}$	$0.5 < RSR \leq 0.60$	$0.5 < RSR \leq 0.60$
$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i) \times 100}{\sum_{i=1}^n X_i}$	$\pm 10\% < PBIAS \leq \pm 15\%$	$\pm 15\% < PBIAS \leq \pm 30\%$

### 9.4.3 ANFIS model description and set up

Presented for the first time by Jang (1993), the ANFIS is a data-driven model based on the Takagi-Sugeno's inference system (Takagi & Sugeno, 1985) that combines the best strategies of artificial neural networks and fuzzy logic. The ANFIS model has shown better performance compared to other data driven models for sediment modelling applications (Kisi *et al.*, 2009; Afan *et al.*, 2016; Kaveh *et al.*, 2017). The ANFIS model simulation of suspended sediment in this study was performed using concomitant (i.e. zero lag) variables: precipitation, streamflow and the Watershed Vulnerability Index (Sirabahenda *et al.* 2017). The development of the Watershed Vulnerability Index is based on the key factors of the Universal Soil Loss

Equation (USLE) such as the soil erodibility factor  $K$  with the crops and management factor  $C$ . The use of the Watershed Vulnerability index, as an additional predictor, allows the ANFIS model to account for the spatial and seasonal variability of the land-use and soil characteristics in the estimation of SSC (Sirabahenda *et al.*, 2017).

Fuzzy inference calculations were performed using GENFIS1 and EVALFIS functions incorporated in Matlab's fuzzy logic toolbox (MathWorks, 2015). The ANFIS training is based on a hybrid algorithm allowing error minimisation and used the least square estimator and the gradient descent method to adjust consequences and premise parameters by adapting the connection weights. For comparison, the datasets were split into two blocks (for training and test phases) considering the same period and the same assessment criteria for the model performance as in SWAT model simulation.

#### **9.4.4 Buffer strip scenarios**

The legislatively mandated riparian buffer strip width for Mill Watershed was targeted to be extended for sediment loads reduction in the river. Thus, buffer strip widths varying from 15 m (current regulated width) to 100 m were considered for this study. Percentage agricultural area associated with the increase in buffer strip width was computed using Geoprocessing tools 'buffer' and 'clip' in ArcGis for the watershed studied. Then, the decreased percentage area of agriculture was calculated by dividing the agriculture surface area within every projected buffer strip by total agricultural surface area.

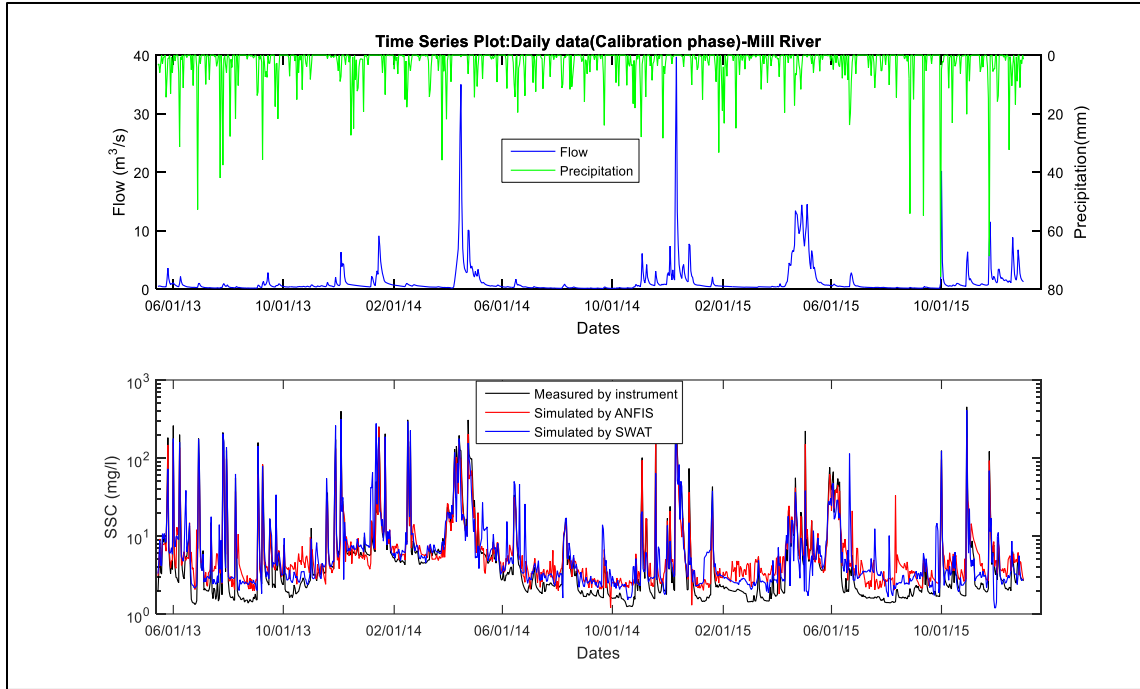
Different buffer width scenarios were simulated using hydro-meteorological data for the validation period. For the ANFIS model, the effect of agricultural area change on sediments loads was tested by modifying the Watershed Vulnerability Index. The value of this index changed as a function of agricultural area associated with the prescribed buffer widths. Similarly, land use in the SWAT model was updated by decreasing agriculture area and increasing the forested area by the same percentage from the watershed data in the ArcSWAT tool before every simulation. Finally, the estimated sediment trapping efficiency was quantified as the difference between sediment loads simulated by both models under the projected riparian strip width and its current conditions.

## 9.5 Results and Discussion

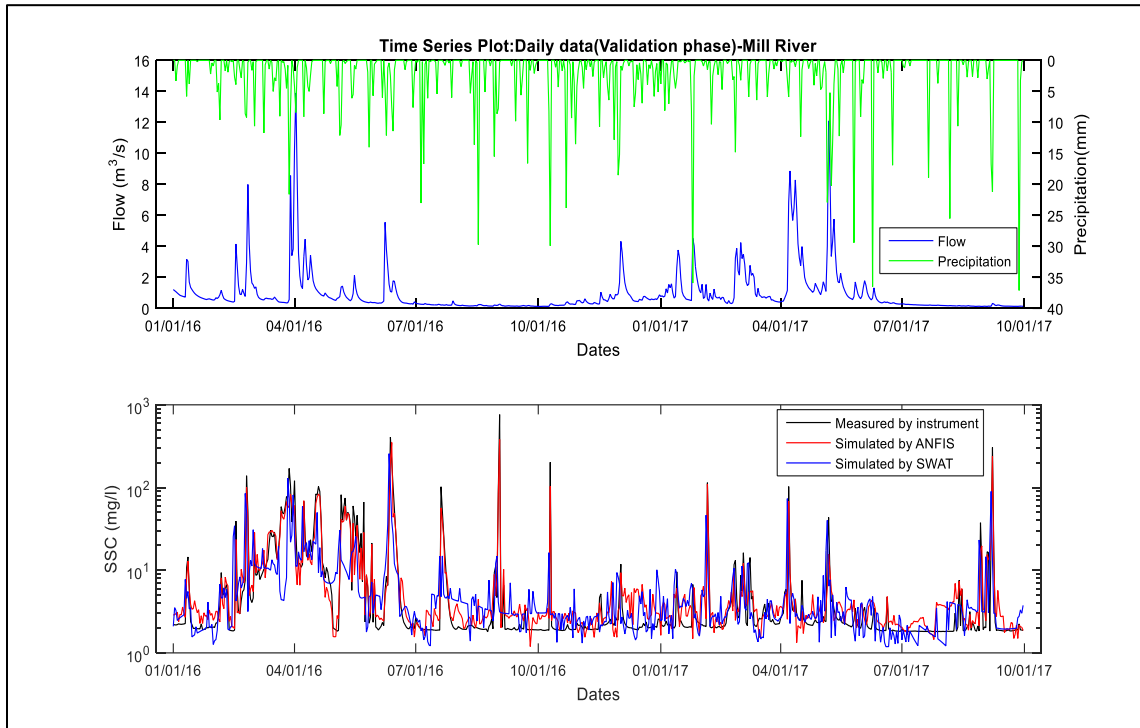
### 9.5.1 SWAT and ANFIS sediment simulation results

The first output calibrated for the SWAT model was the streamflow with NSE values of 0.81 and 0.78 respectively for the calibration and validation periods. The RSR and PBIAS were respectively 0.53 and -17.6% for the model calibration period, while they were respectively 0.55 and -24.4% for the validation period. Those quantitative statistics indicated a good performance rating according to the ranges of statistics values recommended (Table 9-2) and reported by Moriasi *et al.* (2007). However, streamflow are under-predicted by the SWAT model similar to results reported by Anaba *et al.* (2017). Factors that most influence streamflow underestimation could be the limitations from the use of SCS Curve numbers (CN2) for days with several downpours for surface runoff calculation (Qiu *et al.*, 2012; Abbaspour *et al.*, 2015) and the spatial variability of precipitation that was not fully captured by the relatively distant rain gauges.

For SSC estimations, Figure 9-2 the time series plots of flow, precipitation and SSC for calibration phase and validation phase. For events with high SSC, the ANFIS model predicted SSC more accurately than the SWAT model. The SSC underestimation by SWAT may be due to the simulated streamflow underestimation related to the limitations of the surface runoff calibration processes.



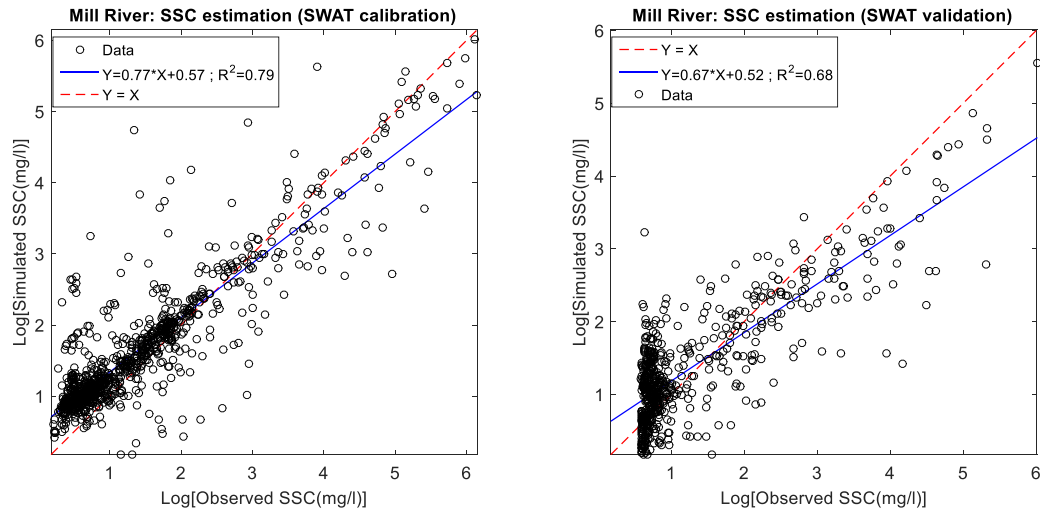
(a)



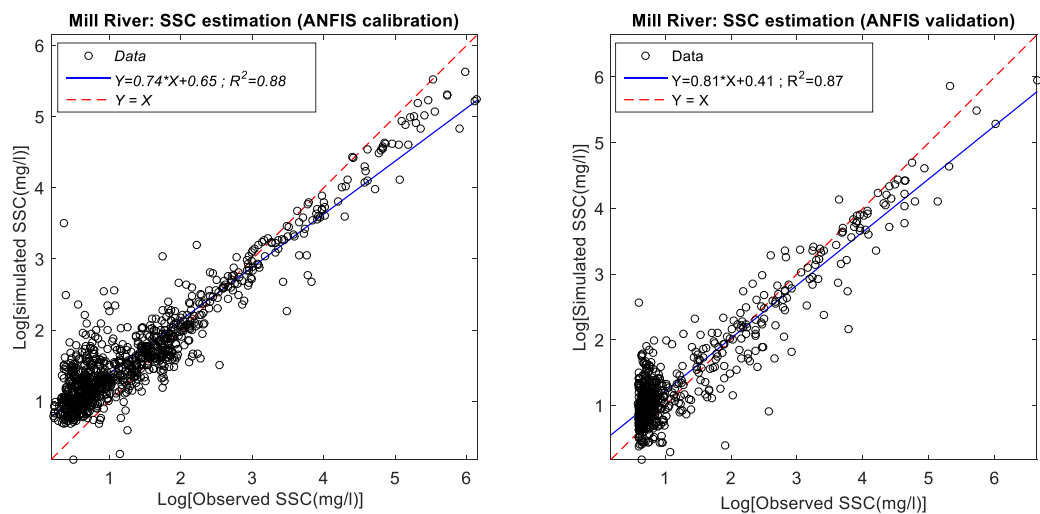
(b)

**Figure 9-2** Time series plot of flow, precipitation and SSC for Calibration phase (a) and for validation phase (b)

The Figures 9-3 and 9-4 show respectively the log-scaled scatterplots of predicted SSC versus observed SSC for SWAT and ANFIS models. Their high slope and low y-intercept of the best-fit regression line indicated that those models reproduce relatively well the magnitudes of the observed SSC (Willmott, 1981). Values for statistics for SSC prediction are presented in Table 9-3 and their performance ratings are good (Moriassi *et al.*, 2007).



**Figure 9-3** Scatter plot of observed versus simulated SSC for SWAT model.



**Figure 9-4** Scatter plot of observed versus simulated SSC for ANFIS model.

**Table 9-4** Model performance evaluation

		<b>Statistical performances indicators</b>					
		<b>NSE</b>		<b>RSR</b>		<b>PBIAS</b>	
Variable		calibration	validation	Calibration	validation	calibration	Validation
Sediment	<b>SWAT</b>	0.76	0.71	0.49	0.56	-19.6	-23.5
	<b>ANFIS</b>	0.79	0.75	0.45	0.49	-15.2	-19.7

Those model performance indicators suggest that the ANFIS model used in combination with the Watershed Vulnerability Index can be an alternative and efficient tool to predict SSC comparatively to SWAT model for Mill River. It was found also by Roushangar *et al.* (2014) that ANFIS models gave better total bed material load transport rates than a deterministic model for the Qotur River in Northwestern Iran.

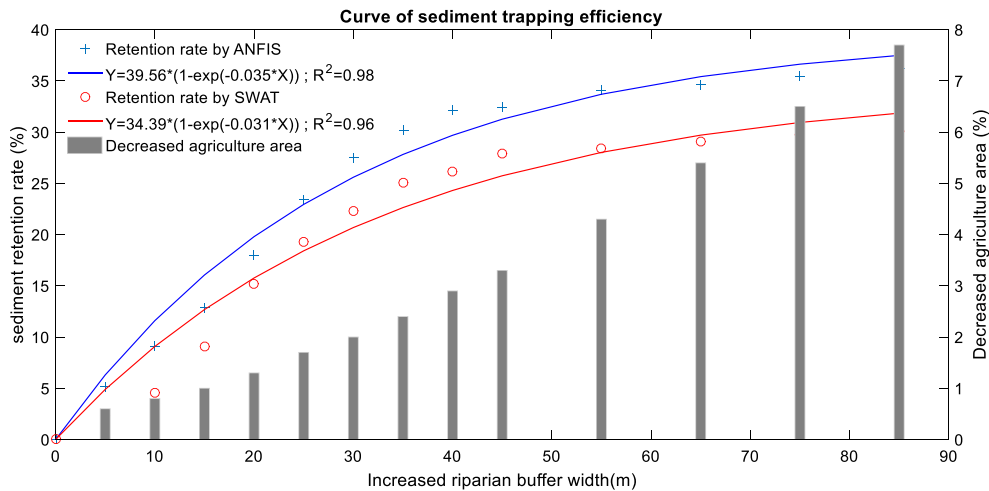
The ANFIS model estimated a total sediment load of 6561 tonnes with an overestimation of 1.7 % during calibration phase and with an underestimation of 13% during validation compared to the total sediment load observed. The SWAT model estimated the total sediment load as 4836 tonnes with an underestimation of 24 % and 22% compared to the total sediment load observed for calibration and validation phases, respectively. The sediment loads underestimation by the SWAT model could be linked to the runoff factors underestimation or/and its difficulty in adequately capturing the contribution due to stream bank soil losses (Zaimes *et al.*, 2004) in the suspended sediment transport system. The variations in soil aggregate stability during freeze and thaw periods may also affect significantly the runoff and the soil erosion (Hayhoe *et al.*, 1992; Starkloff *et al.*, 2018) and it has been noted by Edwards and Burney (1989) that the snowmelt and prolonged low-intensity rains yield greater sediment loss for PEI soils in the early spring.

### **9.5.2 Riparian strip effective width and sediment retention rate**

The change in simulated sediment retention rates were 30.5 % and 36.2 % of the total stream sediment load for the 100 m wide forested buffer strip for the SWAT and ANFIS models, respectively. These sediment trapping rates represent the net benefit over what the Mill



watershed presently has with 15 m buffer strips. The sediment retention rate increases initially with buffer width and starts to reach a plateau for the buffer widths above 50 m. There is a diminishing benefit in making the riparian buffer strip wider than 50 m. Thus, by doubling the buffer width from 50 m to 100 m, there is only an increase of sediment retention rate of 4.6 % for the SWAT model and 4.0 % for the ANFIS model. Other reviewed studies noted that the sediment retention increases with riparian width but not infinitely and the effective riparian buffer strip width is site-specific (Parkyn, 2004). The Figure 9-5 presents the variation of sediment trapping efficiency and the decreased percentage area of agriculture in function of the increased buffer widths (i.e. additional buffer width from the original 15 m). An exponential model was also fitted to the simulated retention rates as a function of the increased buffer widths. The equations, provided in Figure 9-5, can be used by managers to interpolate between the modeled retention rates. Based on the calculation with these equations, Table 9-5 provides an example of a summary of buffer strip widths (including the original 15m) and associated target percentages of the theoretical maximum sediment retention that could be used by water resources management to support informed decision-making.



**Figure 9-5** Sediment trapping efficiency versus the increased riparian buffer width.

**Table 9-5** Total buffer strip widths required for target percentages of sediment reduction

<b>Additional sediment retention above current (percentage of maximum)</b>	<b>Total Buffer Strip widths required</b>	
	ANFIS	SWAT
[%]	[m]	[m]
10	17.7	18.0
25	22.5	23.1
50	32.6	33.8
75	48.4	49.8
90	65.0	65.6

The comparative analysis also shows that the ANFIS model gives an average of 6.4 % higher sediment retention ratios than SWAT model. This relatively small difference can be explained by uncertainties related to input data and to the limitations inherent to the mathematical conceptualization of both models. The ANFIS model works as a black box (Wang, 2006) and the parameters have no signification in terms of sediment transport processes like sediment resuspension or deposition phenomena, for example. The ANFIS model needs large datasets for the learning phase. Hence, when the time series are relatively short, the model has its limits and over-parametrization can occur (Nayak & Jain, 2011; Sanikhani & Kisi, 2012). The over/under estimation of the runoff factors by the SWAT model results in over/under estimation of sediment loads implicitly during simulation.

Others factors related to local conditions may affect the sediment trapping efficiency such as steep slopes, the texture of soils and footpaths in the riparian buffer strip (Wenger, 1999; Shan *et al.*, 2014). Fischer and Fischenich (2000) noted that the function of the best buffer is often compromised by improper practices. It should also be mentioned that the buffer strip vegetation is dominated by trees and that mitigation measures should be considering a

more suitable mix of plants (Betrie *et al.*, 2011; Moriasi *et al.*, 2011; Zaimes & Schultz, 2015). For instance, Shan *et al.* (2014) found that an average effective width was of the order of 58 m using SWAT and a Riparian Ecosystem Management Model during a research study in the Three Gorges Reservoir area (China). They concluded also that the wider widths were required by areas of high pollutant concentration, steeper slope or finer textured soil. It is obvious that riparian buffer strips of suitable width and vegetation, in synergy with beneficial management practices, are integral parts of key strategies to improve the water quality of anthropogenically impacted watersheds globally and the Mill watershed in Prince Edward Island is no exception (Borin *et al.*, 2010; Sweeney & Newbold, 2014). It should be noted that annual variability in individual crop types could not be considered in this study, as these data were not available. The single generic land use of forest and agriculture for the entire simulation period (5-years) allows for a continuous comparison of model performances. However, as explained by Sirabahenda *et al.* (2017), the Watershed Vulnerability Index varies throughout the growth season. Both K and C factors included in the Index account for seasonal variability in rainfall erosivity index and crop stages.

### **9.5.3 Conclusion**

This study explored the effectiveness of two models: SWAT and ANFIS to simulate SSC and loads and their sensitivity to land use parameter changes. Predicted SSC values were close to measured SSC values in most instances for both models for the calibration and validation periods, but the values of the quantitative statistics were better for the ANFIS model compared to the SWAT model. Both models suggested the same optimal forested riparian zone width for sediment removal with a slight difference for sediment trapping ratios, indicating credible performance of ANFIS to simulate the effects of land occupation variation on sediment. The models suggest that increasing the buffer width beyond 50 m yields only minor improvements in sediment trapping. Selecting 50m as a buffer width would be more conservative than what is recommended by Canadian federal authorities. Indeed, Agriculture and Agri-Food Canada recommends a buffer width varying between 10-30 m for sediment retention (<http://www.agr.gc.ca/eng/science-and-innovation>). The final choice of the optimum buffer width would require valuating the benefit of that sediment retention both for the farmers who get to keep their soil and for improved health of surface waters.

This study was an exploration case to test the reliability of an empirical model in comparison with a deterministic model for sediment estimation for future management of

sediment delivery factors like land-use/land-cover in agriculture watershed. The simulated loads obtained during sensitivity analysis with the two modelling approaches constitute helpful information for watershed managers and stakeholders to plan beneficial management practices and to formulate their environmental policies for riparian zones. Since both models provide first approximation estimations, further investigation should be conducted with a long-term monitoring campaign of SSC to make a comparison with empirical data on the effectiveness of different buffer widths on sediment retention. It is likely that limitations of the ANFIS model would be further highlighted in a more detailed analysis that would account for inter-seasonal shifts in land use practices and alternative riparian zone designed such as zonation within the buffer strip that includes different types of vegetation (gradient of grass, shrubs and trees). However, this study showed that an empirical model can provide a first assessment of the benefits of riparian zones in agriculture-dominated watersheds.

### **Acknowledgements**

The Canadian Water Network is acknowledged for providing funding for this research work through support of Northumberland Strait Environmental Monitoring Partnership (NorSt-EMP) node of the Canadian Watershed Research Consortium and through the Scientific Director's Research Fund (SCC). The authors are also grateful to Christina Pater for help during field work.

## 10 BIBLIOGRAPHIE POUR LE TROISIEME ARTICLE

---

- Abbaspour KC, Rouholahnejad E, Vaghefi S, Srinivasan R, Yang H & Kløve B (2015) A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology* 524:733-752.
- Afan HA, El-shafie A, Mohtar WHMW & Yaseen ZM (2016) Past, present and prospect of an Artificial Intelligence (AI) based model for sediment transport prediction. *Journal of Hydrology* 541:902-913.
- Agriculture and Agri-food Canada. 2019. <http://www.agr.gc.ca/eng/science-and-innovation/agricultural-practices/agroforestry/shelterbelt-planning-and-establishment/design/riparian-buffers/?id=1344888191892>. Accessed 19 August 2019.
- Alberto A, St-Hilaire A, Courtenay SC & van den Heuvel MR (2016) Monitoring stream sediment loads in response to agriculture in Prince Edward Island, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(7):415.
- Anaba LA, Banadda N, Kiggundu N, Wanyama J, Engel B & Moriasi D (2017) *Application of SWAT to Assess the Effects of Land Use Change in the Murchison Bay Catchment in Uganda*. 24-40 p
- Arnold JG & Allen PM (1999) Automated methods for estimating baseflow and groundwater recharge from streamflow records. *Journal of the American Water Resources Association* 35(2):411-424.
- Arnold JG, Allen PM, Muttiah R & Bernhardt G (1995) Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Groundwater* 33(6):1010-1018.
- Bagnold R (1977) Bed load transport by natural rivers. *Water resources research* 13(2):303-312.
- Beaudry F (2017) *Sediment Pollution*. <https://www.thoughtco.com/water-pollution-sediment-1204128> (Consulté le June 4, 2018)
- Betrie GD, Mohamed YA, van Griensven A & Srinivasan R (2011) Sediment management modelling in the Blue Nile Basin using SWAT model. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 15(3):807-818.
- Beyer J, Petersen K, Song Y, Ruus A, Grung M, Bakke T & Tollefsen KE (2014) Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: A discussion paper. *Marine Environmental Research* 96:81-91.
- Borin M, Passoni M, Thiene M & Tempesta T (2010) Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy* 32(1):103-111.
- Chang C-L, Hsu Y-S, Lee B-J, Wang C-Y & Weng L-J (2011) A cost-benefit analysis for the implementation of riparian buffer strips in the Shihmen reservoir watershed. *International Journal of Sediment Research* 26(3):395-401.
- Coffin MR, Courtenay SC, Pater CC & van den Heuvel MR (2018) An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Marine Pollution Bulletin* 133:261-270.
- Edwards LM & Burney JR (1989) The effect of antecedent freeze-thaw frequency on runoff and soil loss from frozen soil with and without subsoil compaction and ground cover. *Canadian Journal of Soil Science* 69(4):799-811.
- FAO & IWMI (2017) Water pollution from agriculture : a global review. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and Colombo, International Water Management Institute.

- Fischer RA & Fischenich JC (2000) Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. U.S. Army Engineer Research and Development Center. *Environmental Laboratory. Vicksburg, MS.*
- Gupta HV, Sorooshian S & Yapo PO (1999) Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. *Journal of Hydrologic Engineering* 4(2):135-143.
- Hamaamin Y, Nejadhashemi A, Zhang Z, Giri S & Woznicki S (2016) Bayesian Regression and Neuro-Fuzzy Methods Reliability Assessment for Estimating Streamflow. *Water* 8(7):287.
- Hawes E & Smith M (2005) *Riparian Buffer Zones: Functions and Recommended Widths.* [http://www.eightmileriver.org/resources/digital\\_library/appendicies/09c3\\_Riparian%20Buffer%20Science\\_YALE.pdf](http://www.eightmileriver.org/resources/digital_library/appendicies/09c3_Riparian%20Buffer%20Science_YALE.pdf) (Consulté le 25.03.2018)
- Hayhoe H, Pelletier R & Moggridge S (1992) Analysis of freeze-thaw cycles and rainfall on frozen soil at 7 Canadian locations. *Canadian Agricultural Engineering* 34(2):135-142.
- Hould-Gosselin G, Rousseau AN, Gumiere SJ, Hallema DW, Ratté-Fortin C, Thériault G & Bochove E (2016) Modeling the sediment yield and the impact of vegetated filters using an event-based soil erosion model—a case study of a small Canadian watershed. *Hydrological Processes* 30(16):2835-2850.
- Jang J-S (1993) ANFIS: adaptive-network-based fuzzy inference system. *IEEE transactions on systems, man, and cybernetics* 23(3):665-685.
- Kadokami K, Li X, Pan S, Ueda N, Hamada K, Jinya D & Iwamura T (2013) Screening analysis of hundreds of sediment pollutants and evaluation of their effects on benthic organisms in Dokai Bay, Japan. *Chemosphere* 90(2):721-728.
- Kaveh K, Duc Bui M & Rutschmann P (2017) A comparative study of three different learning algorithms applied to ANFIS for predicting daily suspended sediment concentration. *International Journal of Sediment Research* 32(3):340-350.
- Keesstra S, Pereira P, Novara A, Brevik EC, Azorin-Molina C, Parras-Alcántara L, Jordán A & Cerdà A (2016) Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science of The Total Environment* 551-552:357-366.
- Kisi O, Haktanir T, Ardiclioglu M, Ozturk O, Yalcin E & Uludag S (2009) Adaptive neuro-fuzzy computing technique for suspended sediment estimation. *Advances in Engineering Software* 40(6):438-444.
- Kuichling E (1889) The Relation between the Rainfall and the Discharge of Sewers in Populous Districts. *Transactions of ASCE*, 20, 1-60.
- Liu X, Zhang X & Zhang M (2008) Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. *Journal of Environmental Quality* 37(5):1667-1674.
- Mankin KR, Ngandu DM, Barden CJ, Hutchinson SL & Geyer WA (2007) Grass-Shrub Riparian Buffer Removal of Sediment, Phosphorus, and Nitrogen From Simulated Runoff1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43(5):1108-1116.
- MathWorks M (2015) SIMULINK for technical computing. *Available on <http://www.mathworks.com>.*
- McCracken DI, Cole LJ, Harrison W & Robertson D (2012) Improving the Farmland Biodiversity Value of Riparian Buffer Strips: Conflicts and Compromises. *Journal of Environmental Quality* 41:355-363.
- Mello Kd, Randhir TO, Valente RA & Vettorazzi CA (2017) Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecological Engineering* 108:514-524.
- Mello Kd, Valente RA, Randhir TO, dos Santos ACA & Vettorazzi CA (2018) Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA* 167:130-138.

- Miller JJ, Curtis T, Chanasyk DS & Reedyk S (2015) Influence of mowing and narrow grass buffer widths on reductions in sediment, nutrients, and bacteria in surface runoff. *Canadian Journal of Soil Science* 95(2):139-151.
- Monteiro JAF, Kamali B, Srinivasan R, Abbaspour K & Gücker B (2016) Modelling the effect of riparian vegetation restoration on sediment transport in a human-impacted Brazilian catchment. *Ecohydrology* 9(7):1289-1303.
- Monteith JL (1965) Evaporation and the environment. p.205-234. In *The state and movement of water in living organisms*. 19<sup>th</sup> Symposia of the Society for Experimental Biology. Cambridge Univ.Press, London, UK.
- Montgomery DR (2007) Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(33):13268-13272.
- Moriassi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD & Veith TL (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE* 50(3):885.
- Moriassi DN, Steiner JL & Arnold JG (2011) Sediment measurement and transport modeling: Impact of riparian and filter strip buffers. *Journal of Environmental Quality* 40:807-814.
- Nash JE & Sutcliffe JV (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3):282-290.
- Nayak PC & Jain SK (2011) Modelling runoff and sediment rate using aneuro-fuzzy technique. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management* 164(4):201-209.
- Neitsch S, Arnold J, Kiniry Jea, Srinivasan R & Williams J (2002) Soil and water assessment tool user's manual version 2000. *GSWRL report* 202(02-06).
- Neitsch SL, Arnold JG, Kiniry JR & Williams JR (2011) Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. Technical Report No 406, Texas Water Resources Institute, College Station, p 1-647.
- Parkyn S (2004) Review of riparian buffer zone effectiveness. In: Ministry of Agriculture and Forestry Technical Paper No. 2004/05, Wellington, New Zealand.
- PEI Department of Environment/ Energy & Forestry and Resource Inventory (2010) Corporated Land Use Inventory 2010. [www.gov.pe.ca/gis](http://www.gov.pe.ca/gis).
- Qiu L-j, Zheng F-l & Yin R-s (2012) SWAT-based runoff and sediment simulation in a small watershed, the loessial hilly-gullied region of China: capabilities and challenges. *International Journal of Sediment Research* 27(2):226-234.
- Ramskov T, Forbes VE, Gilliland D & Selck H (2015) Accumulation and effects of sediment-associated silver nanoparticles to sediment-dwelling invertebrates. *Aquatic Toxicology* 166:96-105.
- Research Branch Agriculture Canada/PEI Department of Agriculture (1994) Soil Survey of PEI. [www.gov.pe.ca/gis](http://www.gov.pe.ca/gis).
- Restrepo JD & Escobar HA (2018) Sediment load trends in the Magdalena River basin (1980–2010): Anthropogenic and climate-induced causes. *Geomorphology* 302:76-91.
- Romano G, Abdelwahab OMM & Gentile F (2018) Modeling land use changes and their impact on sediment load in a Mediterranean watershed. *CATENA* 163:342-353.
- Roushangar K, Mehrabani FV & Shiri J (2014) Modeling river total bed material load discharge using artificial intelligence approaches (based on conceptual inputs). *Journal of Hydrology* 514:114-122.
- Sahu M & R. Gu R (2009) *Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality*. 1167-1177 p
- Sanikhani H & Kisi O (2012) River Flow Estimation and Forecasting by Using Two Different Adaptive Neuro-Fuzzy Approaches. *Water Resources Management* 26(6):1715-1729.
- Schmidt AH, Gonzalez VS, Bierman PR, Neilson TB & Rood DH (2018) Agricultural land use doubled sediment loads in western China's rivers. *Anthropocene* 21:95-106.

- Shan N, Ruan X-H, Xu J & Pan Z-R (2014) Estimating the optimal width of buffer strip for nonpoint source pollution control in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Ecological Modelling* 276:51-63.
- Shi P, Zhang Y, Li Z, Li P & Xu G (2017) Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. *CATENA* 151:182-190.
- Sirabahenda Z, St-Hilaire A, Courtenay SC, Alberto A & Van Den Heuvel MR (2017) A modelling approach for estimating suspended sediment concentrations for multiple rivers influenced by agriculture. *Hydrological Sciences Journal* 62(13):2209-2221.
- Song B, Zeng G, Gong J, Liang J, Xu P, Liu Z, Zhang Y, Zhang C, Cheng M, Liu Y, Ye S, Yi H & Ren X (2017) Evaluation methods for assessing effectiveness of in situ remediation of soil and sediment contaminated with organic pollutants and heavy metals. *Environment International* 105:43-55.
- Starkloff T, Stolte J, Hessel R, Ritsema C & Jetten V (2018) Integrated, spatial distributed modelling of surface runoff and soil erosion during winter and spring. *CATENA* 166:147-157.
- Stutter MI, Chardon WJ & Kronvang B (2012) Riparian Buffer Strips as a Multifunctional Management Tool in Agricultural Landscapes: Introduction. *Journal of Environmental Quality* 41(2):297-303.
- Sweeney BW & Newbold JD (2014) Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 50(3):560-584.
- Takagi T & Sugeno M (1985) Fuzzy identification of systems and its applications to modeling and control. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics* SMC-15(1):116-132.
- U.S. Environmental Protection Agency (2000) National Water Quality Inventory. 1998 Report to Congress, USPA 841-R-00-001, Washington DC.
- USDA Soil Conservation Service (1972) National Engineering Handbook Section 4 Hydrology, Chapters 4-10.
- Valero C, Alonso C, De Miguel RJ, Fernandez-Delgado C & Garcia de Jalon D (2017) Response of fish communities in rivers subjected to a high sediment load. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters* 62:142-150.
- van der Poll HW (1983) Geology of Prince Edward Island. Department of Forestry and Forestry Energy and Minerals Branch, 66 p. Province of Prince Edward Island. Report 83-1.
- van Vliet J, Bregt A, Brown D, van Delden H, Heckbert S & Verburg P (2016) *A review of current calibration and validation practices in land-change modeling*. 174-182 p
- Vigiak O, Malagó A, Bouraoui F, Grizzetti B, Weissteiner CJ & Pastori M (2016) Impact of current riparian land on sediment retention in the Danube River Basin. *Sustainability of Water Quality and Ecology* 8:30-49.
- Wang W (2006) *Stochasticity, Nonlinearity and Forecasting of Streamflow Processes*. IOS Press, Amsterdam, The Netherlands.
- Wenger S (1999) *A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation*. Office of Public Service & Outreach, Athens (59 pp.).
- Williams JR (1969) Flood routing with variable travel time or variable storage coefficients. *Transactions of the ASAE* 12(1):100-103.
- Williams JR (1995) Chapter 25. The Epic Model. p 909-1000. In *Computer Models of Watershed Hydrology*. Waters Resources Publications. Highlands Ranch, CO
- Willmott CJ (1981) On the validation of models. *Physical Geography* 2(2):184-194.
- Zaimes G, Schultz R & Isenhardt T (2004) Stream bank erosion adjacent to riparian forest buffers, row-crop fields, and continuously-grazed pastures along Bear Creek in central Iowa. *Journal of Soil and Water Conservation* 59(1):19-27.



Zaimes GN & Schultz RC (2015) Riparian land-use impacts on bank erosion and deposition of an incised stream in north-central Iowa, USA. *CATENA* 125:61-73.



