

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

**Impact des PGB sur la connectivité sédimentologique à l'aide
d'un modèle d'érosion à base événementielle et distribuée.**

Étude de cas d'un petit bassin agricole au Québec, Canada.

Par

Gabriel Hould Gosselin

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

Jury d'évaluation

Président du jury et
examineur interne

Normand Bergeron Ph.D.
INRS-ETE

Examineur externe

Marc Duchemin Ph.D.
MDDEF

Directeur de recherche

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

Codirecteur de recherche

Silvio J. Gumière Ph.D.
Université Laval, Département des Sols et de
Génie Agroalimentaire

Mars 2014



AVANT-PROPOS

Ce mémoire par article comporte d'abord, en section 1, une synthèse de l'étude venant compléter l'article, ainsi que le cadre qui démontre la pertinence de mon sujet de recherche. Sont aussi inclus les principaux résultats obtenus et les conclusions et recommandations. De plus amples détails concernant mes travaux de recherche sont présentés dans l'article soumis au *Journal of Hydrologic Engineering*. L'article est présenté à la section 2 de ce document.

Le titre et les auteurs de l'article soumis sont les suivants :

Titre : Modelling the impact of BMPs on sedimentological connectivity in a small agricultural watershed

Auteurs : G. H. Gosselin, A. N. Rousseau, S. J. Gumiere, D. W. Hallema, C. R. Fortin

Les contributions des auteurs sont les suivantes :

G. H. Gosselin : Auteur principal

A. N. Rousseau : Directeur de recherche

S. J. Gumiere : Co-Directeur de recherche

D. W. Hallema : Contribution à la rédaction de l'article

C. Ratté-Fortin : Contribution à la mesure des débits et au développement de la courbe de tarage sur le bassin versant à l'étude

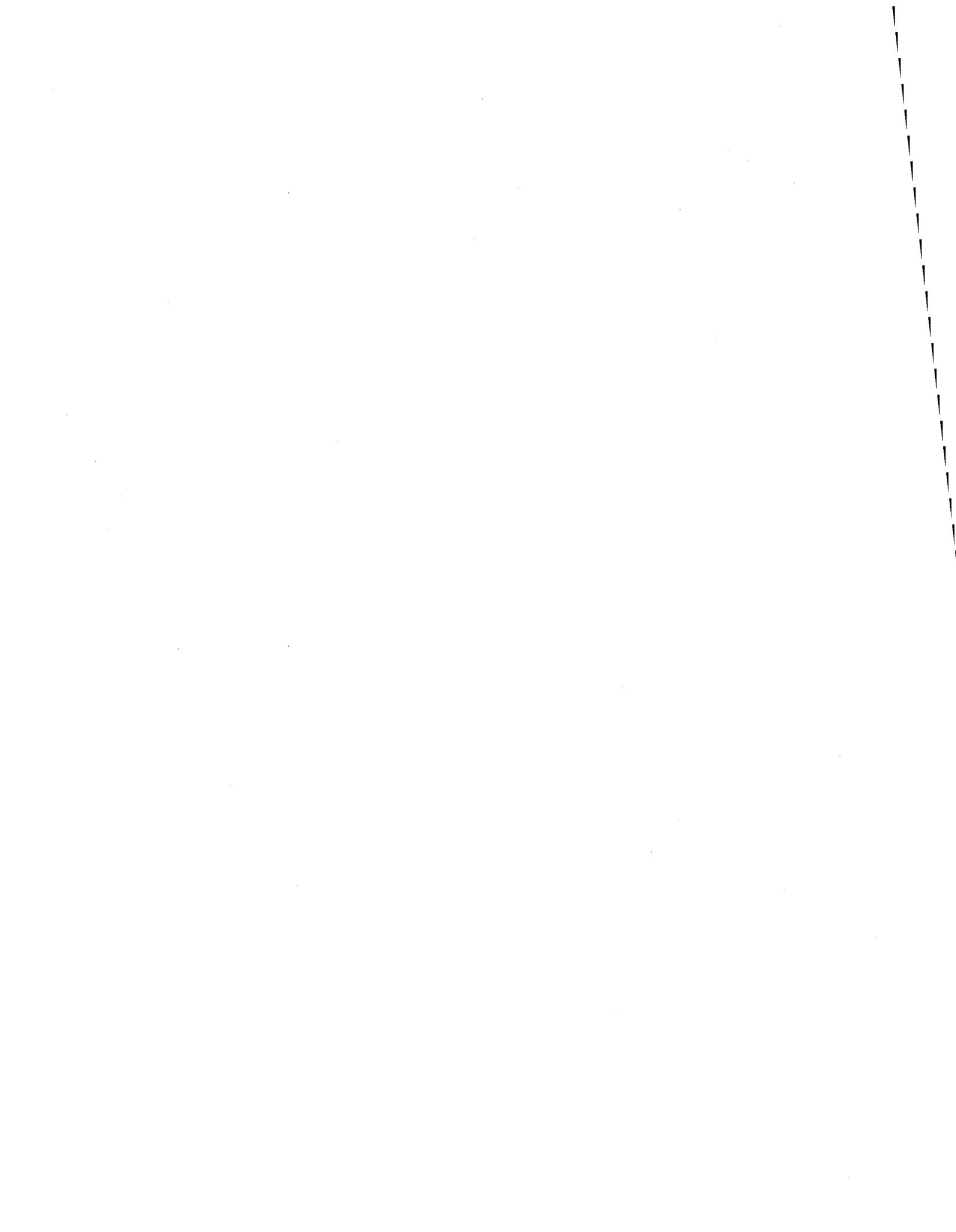


RESUME

Les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sont connues pour améliorer la conservation du sol et de réduire à la base le transport des sédiments dans les bassins versants agricoles. L'utilisation d'un modèle d'érosion physique et distribué représente une approche intéressante pour évaluer l'impact qu'auraient diverses configurations spatiales de PGB. Toutefois, la connectivité sédimentologique, c'est-à-dire les voies de transport hydrique des sédiments et des contaminants agricoles, se produit à des échelles spatio-temporelles trop petites pour les échelles utilisées par les modèles connus tels que SWAT et GIBSI. Un modèle qui simule la dynamique spatiotemporelle des sources et des puits de sédiments dans un bassin versant doit donc être utilisé pour étudier cette connectivité.

Ce mémoire porte sur le calage et la validation du modèle événementiel distribué MHYDAS-Érosion sur un bassin versant agricole de 2.5 km² du sud du Québec, Canada. Les résultats de calage corroborent avec les événements enregistrés (R^2 et Nash-Sutcliffe 74%). Les événements pluvieux de fortes intensités ont produit de l'érosion majoritairement dans les champs avec $7,5 \pm 0,5$ fois plus de sédiments à l'exutoire provenant des surfaces par rapport ceux issus dans le réseau de drainage (respectivement 550 ± 190 kg ha⁻¹ et 72 ± 23 kg ha⁻¹). Les événements pluvieux de faibles intensités ont produit l'érosion majoritairement dans le réseau de drainage avec 58.6 ± 2.8 fois plus de sédiments provenant des fossés et tronçons de cours d'eau que des champs (respectivement 16 ± 2.8 kg ha⁻¹ et $0,27 \pm 0,12$ kg ha⁻¹).

Les simulations de PGB montrent que pour les événements de fortes intensités, les filtres de végétaux (*i.e.*, bandes enherbées) d'une largeur de 5 m distribués en aval de tous les champs du bassin versant, et des filtres d'une largeur de 20 m en aval des champs les plus problématiques (4% de la superficie de la superficie agricole) sont respectivement caractérisés par des taux d'abattement de 51% et 30%. Les avenues pour les travaux futurs portent sur une validation plus détaillée du modèle en utilisant une plus grande gamme d'événements de précipitations enregistrés pour pouvoir prédire l'effet des PGB avec plus grande certitude et précision. Néanmoins, cette étude démontre que le cadre de modélisation est bien adapté à la conception et l'emplacement de PGB structurelles.



REMERCIEMENTS

Je souhaite adresser ici mes remerciements aux personnes qui m'ont apporté leur aide autant technique que morale, et qui ont ainsi contribué à l'élaboration de ce mémoire. Tout d'abord à mes directeur et codirecteur Alain Rousseau (INRS) et Silvio Gumière (Université Laval), pour m'avoir encadré ainsi qu'aider à entreprendre ce projet et à atteindre un standard de travail nécessaire à la réalisation de ma maîtrise, et de la recherche scientifique.

Je remercie également Claudie Ratté-Fortin, Mushombe Muma et Dennis Hallema pour leurs contributions techniques et leurs intérêts lors des discussions qui m'ont permis d'avancer dans mes démarches. Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à tous mes proches et amis qui m'ont soutenu et encouragé au cours de la réalisation de ce mémoire.



TABLE DES MATIERES

1	Introduction.....	3
2	Contribution de l'étudiant.....	6
2.1	Contexte de l'étude.....	6
2.2	Description du bassin versant à l'étude.....	7
2.3	Cadre méthodologique.....	11
2.3.1	MHYDAS-Érosion et VFDM.....	11
2.3.2	Paramètres d'entrée nécessaires pour MHYDAS-Érosion.....	15
2.3.3	Prise de données et problèmes rencontrés.....	16
2.4	Description des événements pluvieux ayant servi au calage.....	20
2.5	Calage et validation.....	21
2.5.1	Séparation de l'hydrogramme.....	21
2.5.2	Identification des événements de calage et de validation.....	22
2.5.3	Calage.....	24
2.5.4	Validation.....	25
2.6	Scénarios de simulation.....	27
2.6.1	Simulation des pertes de sol.....	27
2.6.2	Simulation des bandes végétatives.....	28
3	Conclusion.....	30
4	Références.....	32

SECTION 2 : ARTICLE SCIENTIFIQUE

	Abstract.....	39
1	Introduction.....	41
2	Model overview.....	43
2.1	Spatial discretization and topology.....	43
2.2	Hydrological and erosion processes.....	44
2.3	Modeling vegetative filters (coupling MHYDAS-Erosion and VFDM).....	47

3	Model application and study watershed	49
3.1	Study site	49
3.2	Rainfall events	49
3.3	Parameterization	50
4	Results and discussion	52
4.1	Hydrology	52
4.2	Soil loss	55
4.3	VFDM simulations	57
5	Conclusion.....	59
	Acknowledgments	60
	References.....	61

SECTION 3 : ANNEXES

Annexe 1: Protocole: Filtration MES.....	83
Annexe 2: Pertes de sol.....	87
Annexe 3 : Types de sols du bassin versant	89
Annexe 4 : Photos du bassin versant.....	91
Annexe 5 : Librairie de fonctions Matlab.....	93
Annexe 6 : Quantité de pluie par période de retour pour Lévis en 2012.....	99

LISTE DES TABLEAUX

SECTION 1 : SYNTHÈSE

Tableau 1: Occupation du bassin versant (2012)	9
Tableau 2: Séries de sol trouvées au bassin versant.....	10
Tableau 3: Caractéristiques des événements pluvieux observés pendant la campagne d'échantillonnage de 2012	20

SECTION 2 : ARTICLE SCIENTIFIQUE

Table 1: Soil characteristics in the Bras d'Henri watershed.....	67
Table 2 : Rainfall characteristics for the 2012 events used in the calibration of MHYDAS-Erosion.....	67
Table 3 : MHYDAS-Erosion parameters.....	68
Table 4: Manning's roughness coefficient values according for each land cover.....	69
Table 5: Erosion parameter values of different land covers or soil types	69
Table 6. Metrics used to evaluate the performance of MHYDAS-Erosion.....	70
Table 7. Synthetic rainfall distributions and total precipitations as a function of return period.....	71
Table 8: Comparison between Lennoxville and Bras d'Henri micro watersheds.....	72
Table 9: Cumulative SU area per sediment flux for simulations using the 19 th of October data set, and using the Irene, 100-year, 24-h Chicago and Triangular precipitations.....	73

SECTION 3 : ANNEXES

Tableau A. 1: Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Chicago de 6 h.....	87
Tableau A. 2: Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Chicago de 24 h.....	88
Tableau A. 3 Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Triangulaire de 24 h et l'évènement de l'ouragan Irène	88
Tableau A. 4: Légende pour la carte des sols (Figure A. 1)	90
Tableau A. 5: Vérification des liens topologiques SU-SU et SU-RS	93

Tableau A. 6: Génération de la base de données pour MHYDAS-Érosion	94
Tableau A. 7: Génération de la basse de donnée pour MHYDAS-Érosion (suite)	95
Tableau A. 8: Statistiques de calage	95
Tableau A. 9: Intégration VFDM	96
Tableau A. 10: Génération de la base de données pour visualisation SIG	97
Tableau A. 11 : Quantité de pluie par période de retour pour Lévis en 2012.....	99

LISTE DES FIGURES

SECTION 1 : SYNTHÈSE

Figure 1: Emplacement du bassin versant et de ses cours d'eau majeurs.....	7
Figure 2: Cartes des pentes du bassin versant	8
Figure 3: Démonstration des liens topologiques (indiqués par des flèches bleues) SU-SU et SU-RS à l'exutoire du bassin versant à l'étude. Les lignes rouges représentent les RS et les lignes grises représentent les bordures des SU (droite représentant les bordures de champs et tortueuses, les lignes de partage des eaux). Les SU jaunes représentent des champs de maïs (<i>Zea mays</i>) et les SU oranges représentent des champs d'avoine (<i>Avena sativa</i>).....	14
Figure 4: Point d'échantillonnage à l'exutoire du bassin versant	17
Figure 5 : Sonde ultrasonique (SR-710, Campbell Scientific, www.campbellsci.ca) installée à l'exutoire du bassin versant (Gabriel Hould Gosselin 2012).....	18
Figure 6 : Schéma en coupe de l'exutoire localisation des points d'échantillonnage (représenté en X)	19
Figure 7: Séparation de l'hydrogramme du 19 octobre 2012	21
Figure 8: Analyse en composantes principales des précipitations enregistrées lors de la campagne d'échantillonnage de 2012. Les lignes bleues montrent l'influence des variables initiales sur les axes principaux, et les points rouges (en jours juliens) montrent où se situent les événements selon ces axes.....	23
Figure 9: Emplacement des filtres végétatifs (bandes vertes) selon la topologie du modèle.....	29

SECTION 2 : ARTICLE SCIENTIFIQUE

Figure 1: Spatial discretization into surface units (SUs) and reach segments (RSs) using PHYSITEL.	74
Figure 2 : Spatial topology and separation of a SU into rills and interrills (adapted from Gumiere et al., 2010)	75
Figure 3 : Interdependencies of processes for one time step on one hydrological unit (SU or RS), where h (m) is flow height; v ($m s^{-1}$), flow velocity; t (s), current time step; and c ($kg m^{-3}$), sediment concentration. Outlined boxes show hydrological and sedimentological variables	

required as inputs for the current time step (t), and the dashed box shows the resulting hydrological and sedimentological variables after time step (t) at the downstream end of the current hydrological unit.....76

Figure 4. Map of hydrological units (SUs and RSs) and land cover. Grey lines represent SU boundaries; red lines represent linear RSs (arrow heads illustrating flow direction).77

Figure 5. Rating curve defining the relationship between water height and discharge at the watershed outlet for the 2012 growing season (April to September)78

Figure 6. Calibration results of outlet discharge for the 19th of October 2012.....79

Figure 7: Simulated hydrographs at the watershed outlet using the 19th of October data set, and using the Irene (a), 100-year, 24-h Chicago (b) and Triangular (c) precipitations.79

Figure 8: MHYDHAS-Erosion (top row) and associated VFDM (bottom row) simulations using the 19th of October data set, and using the Irene (a & d), 100-year, 24-h Chicago (b & e) and Triangular (c & f) precipitations. Erosion figures show relative soil loss per SU for each event, and the associated VFDM figures show required vegetative strip width at the downstream end of each SU to capture 60% of sediments.....80

SECTION 3 : ANNEXES

Figure A. 1: Carte des sols du bassin versant à l'étude89

Figure A. 2 : Perche et bouteilles pour l'échantillonnage.....91

Figure A. 3 : Branche 15 près de la confluence en Octobre.....91

SECTION 1 : SYNTHÈSE

1 INTRODUCTION

L'activité agricole intensive est connue pour augmenter le taux d'ablation des sols par érosion hydrique, ainsi accélérant le processus de formation des sols (pédogénèse). De plus, la majorité de l'érosion hydrique des sols, en dehors des périodes de fonte des neiges, est causée par quelques événements de précipitations de fortes intensités. Hors, pour minimiser l'impact de l'érosion ou contrôler la pollution diffuse le long des cours d'eau, plusieurs gestionnaires de terres agricoles ont fait appel à des pratiques de gestion bénéfique (PGB) comme les filtres végétaux (Deletic 2005 et Deletic & Fletcher 2006) terrasses et les petits barrages (Callow & Smettem 2009). Ces ouvrages servent à capter et retenir les sédiments avant qu'ils ne se rendent au réseau hydrographique du bassin versant, altérant ainsi sa connectivité sédimentologique; c.-à.-d., les voies de transport hydrique des contaminants agricoles et des sédiments (Quilbé *et al.*, 2008; Rousseau *et al.*, 2013). À défaut d'effectuer des mesures de terrain, l'utilisation d'un modèle d'érosion à base physique et distribué représente alors une approche intéressante pour évaluer l'impact qu'auraient diverses configurations spatiales de PGB sur la connectivité sédimentologique.

À cet effet, plusieurs modèles hydrologiques d'érosion basés sur les processus physiques ont été développés avec succès, tels que le « Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems » (CREAMS) (Knisel 1980), le « Kinematic Erosion Simulation model » (KINEROS) (Woolhiser *et al.*, 1990), le « Soil and Water Assessment Tool » (SWAT) (Neitsch *et al.*, 2011), le « Limburg Soil Erosion Model » (LISEM) (De Roo *et al.*, 1996), le « Water Erosion Prediction Project » (WEPP) (Ascough *et al.*, 1997), le « European Soil Erosion Model » (EUROSEM) (Morgan & Quinton 1998), et GIBSI (Gestion Intégrée des Bassins versants à l'aide d'un Système Informatisé) (Rousseau *et al.*, 2005, 2013). Ces modèles sont intéressants à utiliser pour simuler l'impact de différents scénarios d'aménagement du territoire sur la qualité de l'eau lorsqu'il s'avère difficile et coûteux d'intervenir directement aux champs ou d'acquérir des données par des mesures de terrain. Bien que ces modèles aient été utilisées pour estimer les flux d'écoulement et les taux d'érosion à l'échelle des champs ou des bassins versants, la résolution spatiotemporelle de plusieurs des modèles actuels n'est pas suffisamment précise et détaillée pour reproduire adéquatement la connectivité sédimentologique à l'échelle des bassins versants. Un modèle qui simule la dynamique spatiotemporelle des sources et des puits de sédiments dans un bassin versant doit donc être utilisé.

En réponse à ce besoin, Jetten *et al.* (1999; 2003) ont stipulé que tenir compte de la variabilité temporelle des intensités de précipitation était important pour simuler adéquatement les phénomènes dynamiques d'érosion et de transport sédimentaire. Par exemple, les précipitations peuvent altérer la structure des sols, changeant ainsi leur rugosité et leur conductivité hydraulique pendant un événement de précipitation. Gumiere *et al.* (2010) ont aussi noté que certaines approches de modélisation font usage de paramètres implicites, comme le « Sediment Delivery Ratio » (SDR), par exemple, utilisé dans le modèle « Agricultural Non-Point Source Pollution Model » (AGNPS) (Young & Onstad 1989) et dans le « Guelph model to evaluate the effects of Agricultural Management Systems on Erosion, Sedimentation, and Phosphorus yield » (GAMESP) (Rousseau *et al.*, 1987, 1988), ou une méthode de type boîte noire (Bracken & Croke 2007) pour imiter la connectivité sédimentologique. À noter que le SDR est un facteur multipliant l'équation universelle de perte des sols, correspondant au rapport entre l'érosion brute produite sur le bassin versant et l'érosion nette mesurée par le transport sédimentaire à son exutoire. (Wischmeier & Smith 1960).

Ces méthodes ne permettent pas d'avoir une compréhension des dynamiques spatiales et temporelles des sources et puits de sédiments dans un bassin versant. Afin d'étudier ces dynamiques, Gumiere *et al.* (2010) ont proposé MYDHAS-Érosion, un modèle événementiel distribué applicable à des bassins de petites superficies (quelques km²) et qui permet d'étudier l'impact de diverses distributions spatiales de PGB sur la connectivité sédimentologique. MHYDAS-Érosion a été mis en place et testé dans un bassin versant méditerranéen (Roujan, Observatoire OMERE au sud de la France) pour évaluer l'effet de filtres végétatifs en utilisant des mesures de flux sédimentaires à trois échelles imbriquées.

Objectifs de l'étude

Les objectifs de ce mémoire consistaient à : (i) tester la capacité de MHYDAS-Érosion à simuler adéquatement les pertes de sol par érosion et les flux sédimentaires d'un petit bassin versant (2,5 km²) situé au sud du Québec, Canada; et (ii) évaluer comment différentes configurations spatiales de PGB (dans ce cas, des filtres végétatifs) peuvent altérer la connectivité sédimentologique, et donc les flux sédimentaires à travers le bassin versant. Cette étude représente la première application de MHYDAS-Érosion à un bassin versant agricole sous un climat tempéré. Ce mémoire est composé de deux sections. La première porte sur une synthèse de la démarche effectuée pour atteindre les objectifs énumérés, ainsi que les résultats majeurs de l'étude. Le corps de mes travaux de recherche

est reporté dans l'article à la section 2, décrivant les processus physiques simulés par MHYDAS-Érosion plus en détail, et le travail de modélisation subséquent du bassin versant à l'étude. Les retombées de ce projet permettent de caractériser la connectivité sédimentologique selon l'état du bassin versant, et pour différentes configurations spatiales de filtres végétatifs. La procédure de modélisation proposée pourrait être utilisée comme un outil de prise de décision pour les futures stratégies de localisation de PGBs sur le bassin versant à l'étude.

2 CONTRIBUTION DE L'ETUDIANT

2.1 Contexte de l'étude

Ce travail de recherche a été réalisé dans le cadre du projet pancanadien Évaluation des Pratiques de gestion Bénéfiques à l'échelle des Bassins Hydrographiques (EPBH) (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2010). EPBH s'est déroulé sur une période de neuf ans et a pris fin le 31 mars 2013. Avant EPBH, rarement les coûts et les avantages environnementaux des PGB avaient été évalués au-delà des expériences en milieu contrôlé tel qu'à l'échelle parcellaire. En appliquant les PGB à l'échelle des bassins hydrographiques, il a été possible d'obtenir une image plus précise du rendement des pratiques en évaluant leurs effets combinés sur le sol, la topographie, le climat local et l'utilisation des terres (Rousseau *et al.*, 2013). Les études de l'EPBH ont été effectuées sur des exploitations agricoles où les réalités opérationnelles étaient prises en considération lors de la conception et de la réalisation des expériences relatives aux PGB (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2004-2013).

L'objectif du programme EPBH était de déterminer l'incidence économique de certaines PGB agricoles et leurs répercussions sur la qualité de l'eau dans neuf bassins hydrographiques partout au Canada, incluant un petit sous-bassin de la rivière Bras d'Henri, un sous-bassin de la rivière Beauvillage, un affluent de la rivière Chaudière, localisé sur la rive sud du St-Laurent, près de la Ville de Lévis. Une approche de suivi par bassins jumelés a été originalement envisagée pour évaluer, *in situ*, l'impact des PGB. Cependant, cette approche n'a pas pu se concrétiser telle qu'anticipée, car la composition pédologique du bassin témoin était trop différente du bassin instrumenté. C'est pourquoi l'équipe de recherche a proposé l'utilisation un modèle d'érosion qui permet de faire ressortir l'impact des PGB sur la connectivité sédimentologique; et c'est dans ce contexte que le modèle MYDHAS-Érosion (Gumiere *et al.*, 2010) a été appliqué au bassin versant. MYDHAS-Érosion, un modèle événementiel distribué applicable à des bassins de petites superficies (quelques km²) et qui permet d'étudier l'impact de diverses distributions spatiales de PGB sur la connectivité sédimentologique. MHYDAS-Érosion a été mis en place et testé dans un bassin versant méditerranéen (Roujan, Observatoire OMERE au sud de la France) pour évaluer l'effet de filtres végétaux en utilisant des mesures de flux sédimentaires à trois échelles imbriquées. Les résultats provenant de cette étude permettent d'identifier les endroits plus susceptibles d'être érodés pendant un événement de précipitation ; et par conséquent de quantifier l'effet que différentes configurations spatiales de PGB auraient sur la qualité de l'eau pendant des événements de pluies.

2.2 Description du bassin versant à l'étude

Le bassin versant à l'étude, d'une superficie de 2,4 km², fait partie du sous-bassin hydrographique du Bras d'Henri (150 km²). Ce bassin possède une densité animale de 4,7 unités animales (u.a.) par hectare en culture, relevant ainsi l'importance de ce type d'agriculture dans ce secteur. La production porcine occupe 59 % des unités agricoles du bassin versant, les productions bovines et avicoles, 23 % et 6 % respectivement. Deux cours d'eau majeurs parcourent le bassin versant (branches 14 et 15) et convergent vers son exutoire. Les branches 14 et 15 sont contiennent de l'eau en permanence, avec un débit de l'ordre d'un l/s lors de l'étiage.

La Figure 1 présente la localisation du bassin versant, au sud-est du village de St-Narcisse-de-Beaurivage dans la région administrative de la Beauce. La majorité du bassin suit la tendance du bras d'Henri et est intensivement cultivé avec quelques boisés au sud-ouest couvrant respectivement 86% et 13% de sa superficie totale. La superficie restante est constituée de quelques fermes en périphérie et d'un lac situé près de l'exutoire (3%).

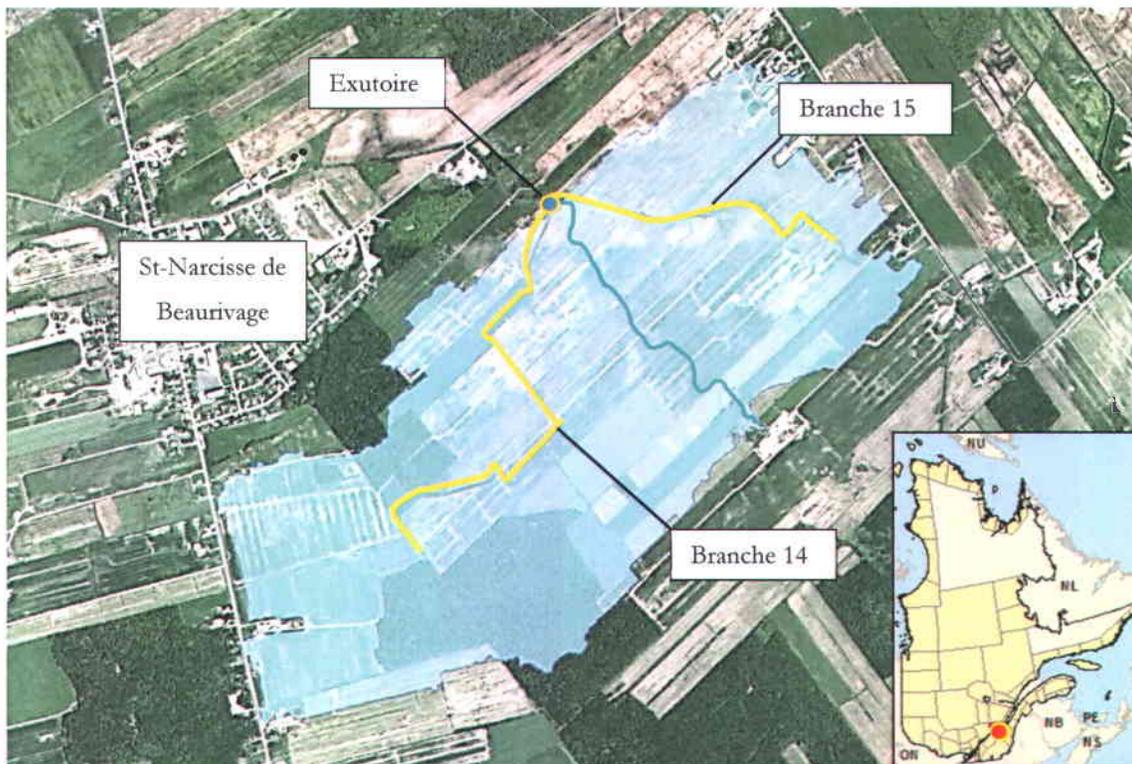


Figure 1: Emplacement du bassin versant (en rouge sur la carte) et de ses deux cours d'eau majeurs. La ligne bleue représente la frontière de séparation des eaux des deux sous-bassins.

Le bassin versant ne comporte pas des pentes très prononcées. Des pentes maximales de 3.2% situées à la confluence de la branche 14 et en tête de bassin au sud. Une carte des pentes est illustrée à la Figure 2. Il doit être noté que les lignes représentées par des pentes fortement prononcées (encadré en vert) sont des chemins et non des régions de fortes pentes.

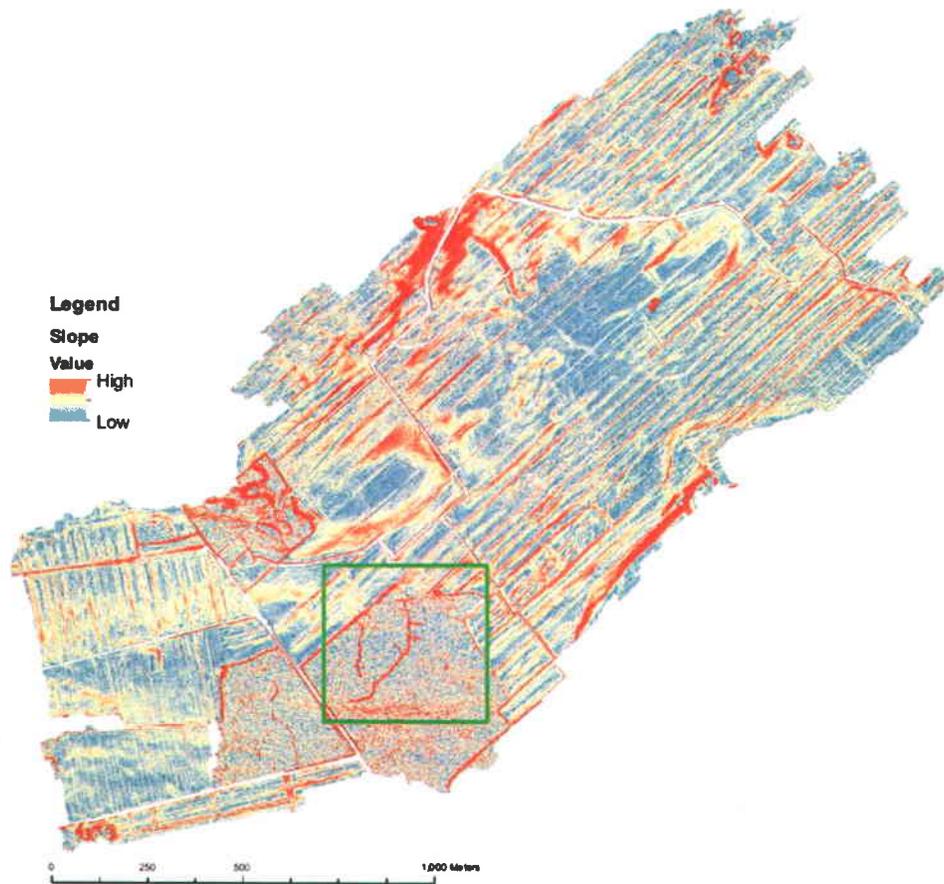


Figure 2: Cartes des pentes du bassin versant. L'encadré vert situe des chemins forestiers.

La portion agricole est surtout utilisée pour les grandes cultures. Le maïs (*Zea mays*) grain et ensilage (20%), l'avoine (*Avena sativa*) (6%) et le soya (*Glycine max*) (31%) ainsi que des prairies (24%) ont été cultivées durant l'été 2012. Une grande proportion des champs de soya (*Glycine max*) a été cultivée en semi direct, c.-à-d., avec les résidus de la culture précédente laissés (18% semi-direct et 13% sans les résidus) et que 3% des prairies ont été semés en début d'été, exposant le sol aux intempéries plus longtemps que les autres cultures. Le

Tableau 1 présente les superficies de chaque type d'occupation par aire et par pourcentage pour la saison estivale de 2012.

Tableau 1: Occupation du bassin versant (2012)

Occupation	Superficie	
	(km ²)	(%)
Non Classé	0.090	4.0
Mais	0.50	20
Avoine	0.14	6.0
Soya	0.33	13
Soya (semi-direct)	0.45	18
Prairie	0.52	21
Prairie (semis tardif)	0.07	3.0
Forêt	0.32	13
Urbain	0.050	2.0

Les textures de sols trouvées sur le bassin versant se limitent en majorité à des sables loameux et des loam sableux. Le Tableau 2 présente les différentes séries de sols du bassin ainsi que leurs propriétés, identifiées par un recensement pédologique effectué en 2009 par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) (Lamontagne *et al.* 2010). Finalement, l'Annexe 3 présente une carte détaillée des sols et les propriétés spécifiques à chaque type de sol trouvé pour le bassin versant.

Tableau 2: Séries de sol trouvées au bassin versant

Code	Sols Nom	Classification taxonomique (Sous-groupe)	Terxture	Classe de drainage	Superficie (ha)
ALL	Alluvions	Gleysol humique orthique	Sable Loameux	Mal drainé	4.53
BE	Breault	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loameux-grossier	Imparfaitement drainé	4.95
BS	Le Bras	Gleysol humique orthique	Sable Loameux	Mal drainé	45.84
BSa	Le Bras, variante calcaire	Gleysol humique orthique	Sable Loameux	Mal drainé	30.43
BSI	Le Bras, substratum loameux	Gleysol humique orthique	Sable Loameux	Mal drainé	3.22
BV	Beaurivage	Podzol humo-ferrique gleyifié	Sable Loameux	Imparfaitement drainé	42.01
BVb	Beauivage, variante brunisolique	Bruinsol sombre gleyifié	Sable Loameux	Imparfaitement drainé	21.82
BVs	Beaurivage, squelettique sableux	Podzol humo-ferrique gleyifié	Squelettique-sableux	Imparfaitement drainé	42.38
DS	Des Saults	Gleysol orthique	Loameux-grossier	Mal drainé	1.37
DSa	Des Saults, variante calcaire	Gleysol orthique	Loameux-grossier	Mal drainé	9.70
DT	Dosquet	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loameux-grossier	Imparfaitement drainé	0.00
FC	Fourchette	Gleysol humique orthique	Loam Sableux	Mal drainé	2.23
JU	Saint-Jude	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loam Sableux	Imparfaitement drainé	11.99
MA	Mawcook	Gleysol humique orthique	Loameux-grossier	Mal drainé	5.41
NE	Neubois	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loameux	Mal drainé	6.30
NEI	Neubois, substratum loameux	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loameux	Imparfaitement drainé	3.05
OR	Des Orignaux	Bruinsol dystrique gleyifié	Loameux-grossier	Imparfaitement drainé	1.59
PI	Des Pins	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loameux-grossier	Mal drainé	25.58
SE	Séraphine	Gleysol humique orthique	Loam Sableux	Mal drainé	5.10
SM	Saint-Samuel	Gleysol humique régosolique	Loam Sableux	Mal drainé	4.47
SMa	saint-Samuel, variante calcaire	Gleysol humique régosolique	Loam Sableux	Mal drainé	1.84
VA	Valère	Podzol humo-ferrique gleyifié	Loam Sableux	Imparfaitement drainé	25.89
TN/S	Humisol sur matériaux sableux	Humisol terrique	Humisol sur sableux	Très mal drainé	4.10
NC	Non classifié	--	--	--	53.96

2.3 Cadre méthodologique

Préalablement à mes travaux de recherche, j'ai effectué au cours des sessions automne 2011 et hiver 2012 les cours liés au programme de maîtrise en sciences de l'eau. Le projet de maîtrise proposé était déjà défini, et suite à une rencontre avec mon directeur Alain N. Rousseau, j'ai pu passer directement à la préparation de la campagne d'échantillonnage nécessaire à la modélisation du Bras d'Henri avec MHYDAS-Érosion. J'ai dû tout d'abord me familiariser avec MHYDAS-Érosion et les entrées nécessaires à son fonctionnement pour préparer la campagne d'échantillonnage. Comme il s'agit d'un modèle événementiel, une attention particulière a été portée sur la définition des conditions initiales du bassin versant ainsi que sur le départage des contributions des unités de surface et des segments de rivières (*i.e.*, la discrétisation du bassin versant) aux flux de sortie de sédiments. L'échelle à laquelle MHYDAS-Érosion simule les processus d'érosion et de transport requiert donc une quantité d'information spatiotemporelle considérable. Pour combler ce besoin, les travaux de l'équipe du volet biophysique (Agriculture et Agroalimentaire Canada, AAC; Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, IRDA; Club de Fertilisation de la Beauce, CFB) du projet EPBH ont permis de produire des données LIDAR d'une résolution d'un mètre (incluant les cartes de parcours de l'eau corrigée selon la présence d'infrastructures de drainage tel que les ponceaux), ainsi que les cartes des sols et des champs pour le bassin versant. Ce partenariat s'est avéré indispensable à la réalisation du projet dans le cadre de ma maîtrise, comme la majorité des données spatiales nécessaires pour définir les conditions initiales du modèle. La campagne d'échantillonnage que j'ai planifié comportait donc sur la localisation des structures pouvant altérer le parcours de l'eau sur le bassin versant, ainsi que les données de pluviométrie, débits, matières en suspension et flux sédimentaires à l'exutoire pendant les événements pluviaux de l'été 2012.

2.3.1 MHYDAS-Érosion et VFDM

MHYDAS-Érosion est un modèle événementiel distribué qui simule la dynamique spatiotemporelle des sources et des puits de sédiments (soit la connectivité sédimentologique) à l'échelle de bassins versants de petite superficie (quelques km²). Le modèle permet d'identifier et d'examiner l'impact de diverses distributions spatiales de PGB sur la connectivité sédimentologique tel que les filtres végétatifs. Contrairement à la plupart des modèles simulant l'érosion des bassins uniques, MHYDAS-Érosion ne dérive pas le cheminement des sédiments qu'à partir de la topographie, mais

aussi par des aspects topologiques définis par l'utilisateur. Par exemple, le parcours hydrique dérivé de la topographie sur un champ ne peut tenir en compte d'une barrière ou court-circuit topologique altérant le parcours de l'eau. Avec MHYDAS-Érosion, l'utilisateur est donc libre d'ajouter ces aspects topologiques, supporté par des observations *in situ*, pour mieux représenter l'hydrologie et par conséquent, la connectivité sédimentologique. Une description détaillée des processus simulés par le modèle et de son fonctionnement est trouvée à la section «Model Overview » de l'article à la section 2.

Le second objectif de cette étude, qui a un caractère un peu plus exploratoire, est d'évaluer comment les différentes configurations spatiales des PGB modifient la connectivité sédimentologique, et donc les flux sédimentaires du bassin versant. Les unités de calcul de MHYDAS-Érosion sont généralement plus petites que les champs, et permettent ainsi l'intégration de PGB à l'intersection des unités hydrologiques topologiquement liées. Ainsi, le couplage de MHYDAS-Érosion avec VFDM (Vegetative Filtre Dimensionnement Modele) (Gumiere *et al.*, 2013b), s'avère une solution adéquate pour simuler le piégeage des sédiments par des bandes végétatives de densités différentes localisées à l'extrémité aval d'unités de surface choisie. Une description détaillée des processus simulés par VFDM et de son intégration dans MHYDAS-Érosion est trouvée à la section «Model Overview » de l'article à la section 2.

2.3.1.1 *Processus de discrétisation*

La procédure de discrétisation spatiale développée par Lagacherie *et al.* (2010) consiste à effectuer à l'aide d'un SIG l'intersection de diverses couches d'information spatiale (telle que le réseau de drainage, des champs, des routes, des types de sol ainsi que l'emplacement des PGB). Cette intersection permet de subdiviser le bassin versant en régions homogènes (unités de surface, SU), qui s'écoulent les unes dans les autres ou directement dans un segment appartenant au réseau de drainage (segments de rivière, RS), dépendant des cheminements hydrologique et sédimentologique empruntés. Chaque aire homogène (SU) ne peut s'écouler que dans une autre SU ou un RS et chaque RS ne peut que s'écouler dans un autre RS.

La première étape de la discrétisation du bassin versant à l'étude était de générer les versants et le réseau de drainage. À l'aide du relevé LIDAR d'une résolution d'un mètre fourni par l'IRDA, le logiciel PHYSITEL (Noel *et al.*, 2013; Rousseau *et al.*, 2011; Turcotte *et al.*, 2001) a été utilisé pour générer une matrice d'accumulation. Chaque pixel de la matrice d'accumulation a une valeur représentant le nombre de pixel en amont qui s'y déverse. En choisissant un seuil, un réseau

hydrographique ainsi que les versants qui y sont associés ont pu être tracés. Le seuil correspond au nombre minimal de pixels requis en amont d'un pixel donné pour le considérer comme faisant partie du réseau hydrographique. Le seuil a été choisi de sorte que le réseau hydrographique corresponde le plus possible au réseau de fossés cartographié par AAC, et que la superficie des versants correspondants soit du même ordre de grandeur que les champs.

Les algorithmes de discrétisation spatiale jumelés avec un SIG développés par Lagacherie *et al.* (2010) n'étaient pas disponibles pour ce projet. Par conséquent, avec la méthode décrite par Lagacherie *et al.* (2010), l'intersection avec la carte des champs a été faite, suivi d'un nettoyage manuel des unités subséquentes à l'aide d'un SIG (dans ce cas Arcmap trouvé au site <http://www.esri.com>). Un total de 188 SU et 88 RS ont été définis pour le bassin versant.

2.3.1.2 Liens topologiques

Les liens topologiques SU-SU, RS-RS et SU-RS sont dérivés du cheminement hydrologique découlant de la matrice d'accumulation produite par PHYSITEL à l'aide du LIDAR d'une résolution d'un mètre. Certains ajustements sont ensuite faits par observations *in situ* pour tenir compte des barrières et des courts circuits topologiques réels. Par exemple, une conduite sous un chemin agricole a été ajoutée pour remédier à l'accumulation d'eau sur un champ, permettant à l'excès des précipitations de s'écouler plus rapidement vers l'exutoire. Comme le chemin agricole est plus élevé que les champs qu'il traverse, cette connexion ne serait pas identifiable avec le cheminement hydrologique dérivé seulement avec la matrice d'accumulation.

La Figure 3 présente la portion aval du bassin versant où les branches 14 et 15 convergent vers l'exutoire. Les SU et RS, délimitées par des lignes grises, sont respectivement identifiés par un chiffre noir et un chiffre rouge. Les flèches bleues indiquent le parcours hydrographique (et sédimentologique) pour les connexions SU-SU et SU-RS. Les SU jaunes représentent des champs de maïs (*Zea mays*) et les SU oranges représentent des champs d'avoine (*Avena sativa*). À noter que les lignes grises droites montrent les bordures des champs, et les lignes grises tortueuses représentent les lignes de partage des eaux calculées par PHYSITEL. Par exemple, l'excès des précipitations sur le SU 53 au sud de la figure s'écoule vers le SU 36 sous le chemin agricole par un petit ponceau (diamètre approximatif de 10 cm). L'écoulement combiné de l'excès des précipitations et de l'apport du SU amont s'écoule ensuite vers le réseau hydrographique, soit le RS 8. Cette méthode permet à l'utilisateur d'avoir un plus grand contrôle sur la topologie réelle pour définir les cheminements

hydrologique et sédimentaire du modèle. Un relevé *in situ* a été effectué vérifiant liens SU-RS, des barrières topologiques et des courts circuits possibles à travers le bassin versant.

PHYSITEL génère un réseau hydrographique et ensuite les versant qui sont associés à chaque segment du réseau. Toutefois, l'intersection des autres couches d'information pour former les SU lors de la discrétisation rend l'utilisation de ces segments impossible. Un redécoupage manuel du réseau pour former les RS a donc dû être fait en fonction des SU défini préalablement. La formation des liens topologique dans la base de données utilisée par MHYDAS-Érosion a été faite manuellement à l'aide du SIG Arcmap et vérifiée avec la librairie de fonction Matlab (<http://www.mathworks.com>) présentée à la section « Vérification des liens topologiques SU-SU et SU-RS » de l'Annexe 5.

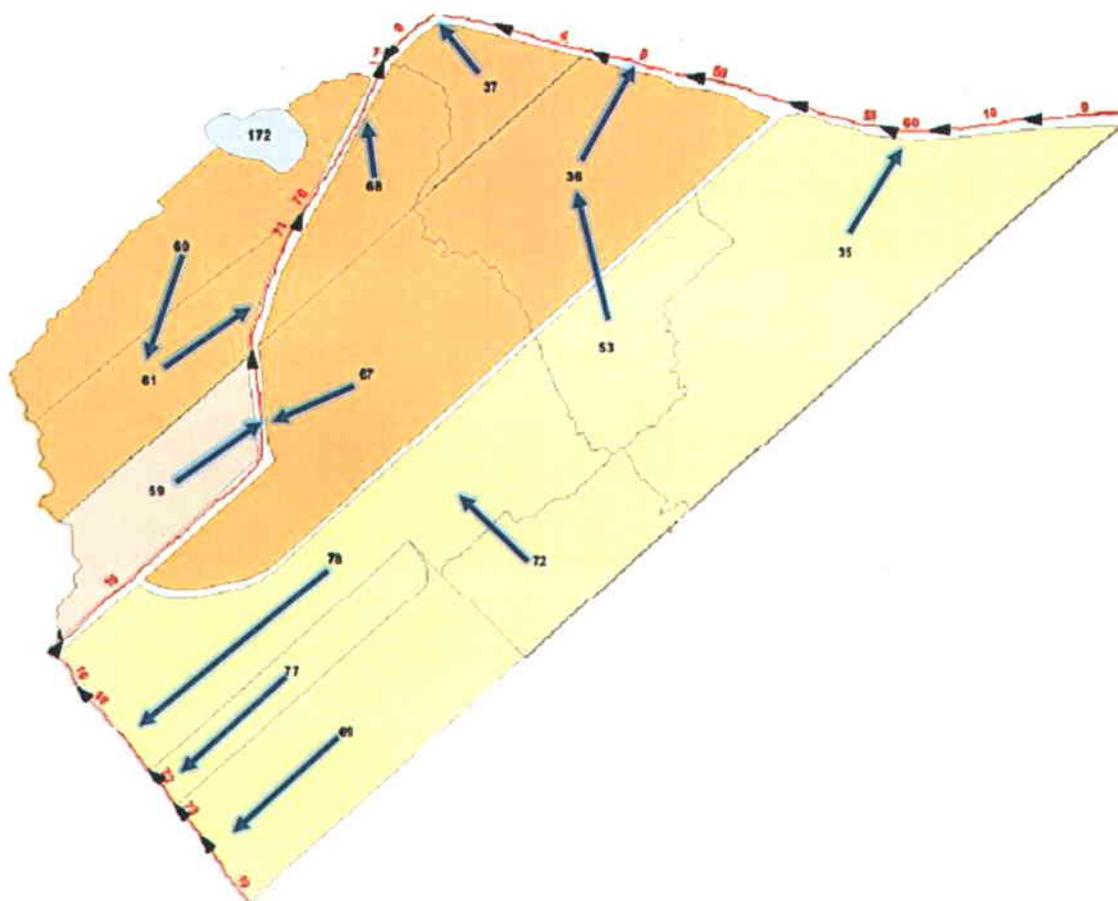


Figure 3: Démonstration des liens topologiques (indiqués par des flèches bleues) SU-SU et SU-RS à l'exutoire du bassin versant à l'étude. Les lignes rouges représentent les RS et les lignes grises représentent les bordures des SU (lignes droites représentant les bordures de champs, lignes tortueuses correspondant aux lignes de partage des eaux). Les SU jaunes représentent des champs de maïs (*Zea mays*) et les SU oranges représentent des champs d'avoine (*Avena sativa*).

2.3.2 Paramètres d'entrée nécessaires pour MHYDAS-Érosion

Comme MHYDAS-Érosion est un modèle distribué, chaque paramètre d'entrée du modèle doit aussi être spatialement distribué selon les unités homogènes SU et RS. Les valeurs du coefficient de rugosité de Manning, les paramètres morphologiques des SU et RS tels que la pente moyenne, l'aire totale des SU, la distance orthogonale entre l'aval et le centroïde des SU, ainsi que les paramètres propres à la stabilité du sol face à l'érosion peuvent être tirées de l'information spatiale disponible sur l'occupation des sols (cultures, travaux agricoles, *etc.*) et la carte des sols. Le modèle requiert aussi comme entrée un contenu en humidité du sol (θ) comme condition initiale, basé sur l'indice de précipitation antécédente normalisé (NAPI) pour des périodes de 48 h et 5 jours. (Heggen 2001; Ali *et al.*, 2010). Le NAPI est calculé avec l'équation suivante :

$$NAPI_i = \frac{\sum_{t=0}^{-i} P_t k^{-t}}{\bar{P} \sum_{t=-1}^{-i} k^{-t}} \quad (2.1)$$

Où i est le nombre de jours dans le passé considéré (dans ce cas 2 ou 5), k est la constante de dégradation variant de 0,80 and 0,98 (Viessman & Lewis, 1996), P_t est la précipitation (mm) pour la journée t et \bar{P} est la moyenne des précipitations pour les jours précédents considérés.

De plus, tous les paramètres d'entrée du modèle reliés à l'hydrologie ou aux propriétés du sol changent au cours de l'année dépendant de l'utilisation du territoire (stade de croissance des cultures, labour, *etc.*). La section « Parameterization » de l'article que l'on retrouve à la Section 2 de ce mémoire décrit en détail la gamme de valeurs attribuées à chaque paramètre selon l'occupation du bassin et du stade de croissance de l'été et l'automne 2012. Afin de pouvoir modifier facilement la base des fichiers d'entrée de MHYDAS-Érosion, une librairie de fonction Matlab a été développée, et est présenté à la section « Génération de la base de données de MHYDAS-Érosion » de l'Annexe 5. Le programme prend comme entrée, la base de données SIG créée lors de la discrétisation et permet de générer automatiquement les fichiers d'entrée de MHYDAS-Érosion pour chaque condition initiale.

2.3.3 Prise de données et problèmes rencontrés

Le calage et la validation de MHYDAS-Érosion requièrent la comparaison entre les valeurs simulées et mesurées de débits et de flux sédimentaires pendant plusieurs événements pluvieux. À cet effet, une campagne de collecte de données couvrant les événements pluvieux majeurs (précipitations $\geq 15\text{mm}$) de l'été et l'automne 2012 a été réalisée (du 4 juillet au 19 octobre). Les de chaque événement précipitations horaires, de débits et de flux sédimentaires ont été mesurées à chaque événement pluvial.

2.3.3.1 Pluviométrie

Initialement, les données de précipitation, d'une résolution temporelle de 15 minutes, provenant d'une station météorologique d'AAC étaient disponibles comme entrée au modèle. Une telle précision est idéale, car elle se rapproche de l'échelle temporelle du temps de réponse du bassin versant (1h à 1h30). Toutefois, un bris est survenu à la station et les données n'étaient pas disponibles lors de la réalisation du projet. Les précipitations ont donc été mesurées à l'aide d'un pluviomètre à auget basculant installé sur une station météorologique située en périphérie du bassin versant. Les données ont été enregistrées en continu durant la campagne de mesure. Cette station fut installée par l'équipe de Monique Bernier de l'INRS-ETE. Les données disponibles à cette station étaient prises avec une résolution temporelle horaire et ont été enregistrées automatiquement dans une base de données par modem. Selon Gumiere *et al.*, 2010, une résolution horaire est adéquate pour valider les résultats de MHYDAS-Érosion.

2.3.3.2 Débits

Tel que mentionné dans la description du bassin, deux cours d'eau majeurs parcourent le bassin (branches 14 et 15) et convergent vers l'exutoire. Les débits ont donc été mesurés à trois sites : un en aval de la confluence et deux en amont de la confluence respective des branches 14 et 15. La Figure 4 présente les points d'échantillonnage à l'exutoire.

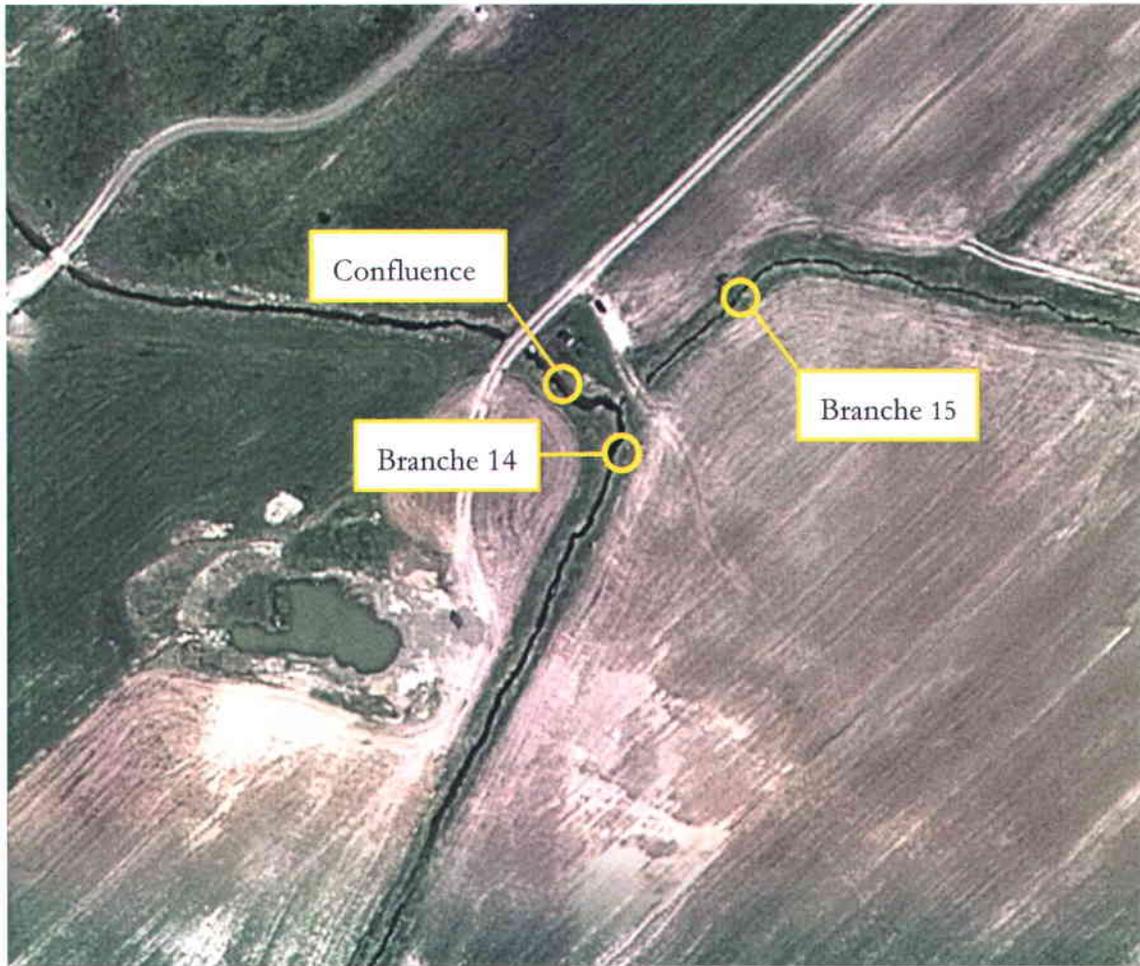


Figure 4: Point d'échantillonnage à l'exutoire du bassin versant

Les mesures de débits n'ont pas été mesurées directement, mais plutôt à l'aide d'une relation hauteur-débit. Cette méthode permet d'estimer le débit à partir d'une relation entre la section d'un cours d'eau et la vitesse d'écoulement la traversant. Contrairement à un ouvrage hydraulique conçu à cet effet, tel qu'un seuil triangulaire, le site de mesure est situé dans une section naturelle du cours d'eau, non uniforme dont la morphologie varie en fonction du stade de croissance de la végétation qui l'occupe et le transport des sédiments le long du lit du cours d'eau. Pour cette raison, une courbe de tarage (hauteur-débit) a donc dû être construite en collaboration avec AAC. Les débits (m^3/s) sont mesurés par une relation entre la section d'un cours d'eau (m^2) et la vitesse d'écoulement (m/s). Plusieurs mesures de débits et d hauteurs d'eau ont été nécessaires pour construire la courbe de tarage. Cette méthode est décrite en détails dans les travaux de maîtrise de Claudie Ratté-Fortin de l'INRS ETE (2014).

La mesure des hauteurs d'eau a été effectuée à l'aide d'une sonde ultrasonique (SR-710, Campbell Scientific, www.campbellsci.ca). Une moyenne des hauteurs mesurées a été enregistrée à intervalle de 15 minutes pendant toute la période de récolte de données. Le module ultrasonique est installé directement au-dessus du lit mineur du cours d'eau et est soutenu par une structure métallique. La sonde ultrasonique installée au site d'échantillonnage à l'exutoire est présentée à la Figure 5. Les volumes d'eau et les charges de sédiments évalués aux branches ont été calculés et comparés aux mesures à la confluence afin de vérifier la cohérence du bilan massique d'eau écoulé et des sédiments.

Toutefois, le bilan massique des branches 14 et 15 ne concordait pas avec celui de l'exutoire, suite à une incohérence dans la méthode utilisée pour l'établissement des relations débit-hauteur. Pour cette raison, la décision a été prise de seulement utiliser les débits à la confluence pour le calage et la validation.



Figure 5 : Sonde ultrasonique (SR-710, Campbell Scientific, www.campbellsci.ca) installée à l'exutoire du bassin versant (Gabriel Hould Gosselin 2012)

2.3.3.3 Matière en suspension et flux sédimentaire.

La mesure des concentrations de matières en suspension (MES) requiert l'échantillonnage d'un volume d'eau à l'endroit désiré et la mesure de la masse totale de sédiments dans ce volume. Le flux sédimentaire peut ensuite être calculé à l'aide du débit mesuré lors de la prise de l'échantillon. Les échantillons d'eau ont été prélevés aux mêmes points mesures de débit, pour pouvoir calculer les flux sédimentaires. Similairement aux débits, seulement les mesures de flux sédimentaires prises à la confluence ont été retenues.

Des échantillons composites d'un litre furent pris manuellement à l'aide d'une perche munie d'une bouteille de 250 ml à son extrémité. Les échantillons ont été prélevés aux 30 minutes ou aux heures en fonction de la progression de l'événement pluvial et du nombre de bouteilles disponibles. Un échantillonnage manuel a été choisi, à l'opposé d'un échantillonnage automatique, pour les raisons suivantes :

- Possibilité de prendre des échantillons à plusieurs endroits dans la section du cours d'eau et former un composite représentant mieux le flux dans la section complète.
- L'élimination du risque d'un bris ou de l'obstruction du dispositif d'échantillonnage automatique durant un événement. Comme les mesures sont faites durant les événements provoquant le plus de transport de sédiments, les risques d'un bris de la pompe ou de l'obstruction du tuyau d'apport sont accrus.

La Figure 6 montre la représentation spatiale des sous-échantillons d'eau pris dans la section pour former le composite

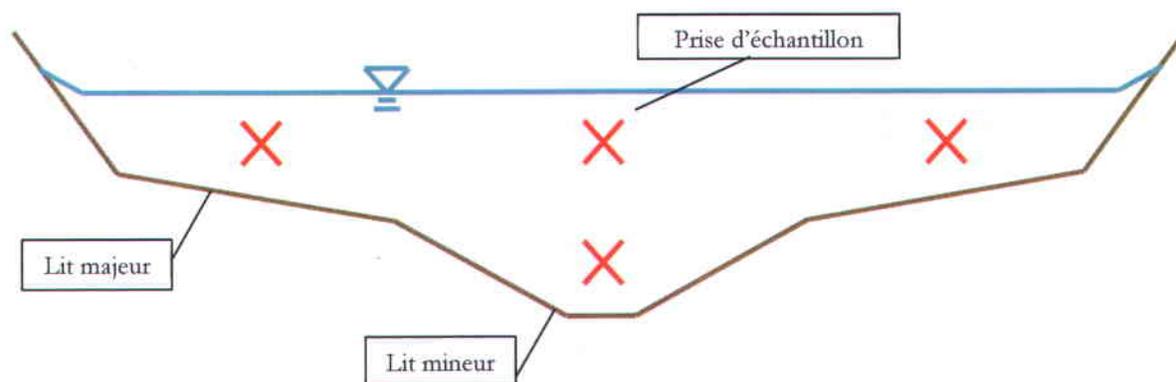


Figure 6 : Schéma en coupe de l'exutoire localisant les points d'échantillonnage (représenté en X)

Les échantillons ont été pris tout au long de chaque événement pluvial afin de bien couvrir la crue et la décrue et obtenir la meilleure représentation possible du flux sédimentaire pour le calage du modèle. L'Annexe 4 présente deux photos illustrant le matériel utilisé pour prendre les mesures. Les points d'échantillonnage ont été choisis de façon à ne pas être obstrués par la végétation lors de la saison de croissance et sont restés les mêmes lors de la campagne. Les mesures des MES ont été faites par filtration sur filtres de 45 μm en fibre de verre à l'aide d'une rampe de filtration, selon le guide du United States Geological Services (USGS) (Poudel & Jeong 2009). Les volumes de 300 ml à 1 L pour chaque échantillon furent filtrés (selon de la rapidité de colmatage du filtre) afin de minimiser l'erreur causée par de plus petits volumes. Le protocole de filtration se trouve à l'Annexe 1.

2.4 Description des événements pluvieux ayant servi au calage

Les valeurs des paramètres initiaux nécessaires au calage et à la validation du modèle ont été définies pour huit événements de pluie majeurs (plus de 15mm) observés au cours de la campagne d'échantillonnage de 2012. Cependant, la saison de croissance pendant laquelle la campagne s'est déroulée a été anormalement sèche avec 60 mm à 80 mm moins de précipitations que la moyenne régionale (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2004-2013). Les événements pluviaux étaient donc non seulement moins fréquents, mais moins intenses.

Le Tableau 3 présente les caractéristiques spécifiques à chaque événement de précipitation observé pendant l'été 2012. Les événements des mois estivaux ont des caractéristiques propres à des événements convectifs à forte intensité, contrairement au mois d'automne. Les événements des 5 et 10 août ainsi que du 19 octobre (en gras) sont les plus susceptibles de produire de l'érosion et du transport, puisqu'ils ont généré les précipitations totales et intensités maximales les plus élevées. Toutefois, selon le NAPI, l'événement du 5 août est survenu après une période sèche, laissant le sol non saturé et plus propice à l'infiltration, minimisant ainsi le ruissellement. De plus, les deux événements du mois d'août se sont produits pendant la période de croissance maximale des cultures, réduisant davantage l'érosion au champ. Idéalement, une autre campagne d'échantillonnage aurait été préférable pour avoir un plus grand nombre de jeux de données pour caler le modèle. Par contre, la contrainte de temps imposé par la fermeture du projet WEBs a favorisé le choix d'une méthode alternative de calage et de validation, discuté dans les sections suivantes.

Tableau 3: Caractéristiques des événements pluvieux observés pendant la campagne d'échantillonnage de 2012

Date	Durée (h)	Précip. totale (mm)	Intensité moyenne (mm/h)	Intensité max. (mm/h)	NAPI 5	NAPI 2
2012 juillet 04	8	14.4	1.81	11.9	0.69	-
2012 août 05	11	26.7	2.4	10.1	-	-
2012 août 10	29	32.5	1.1	14.2	0.67	0.60
2012 sept. 08	10	12.2	1.2	7.8	0.78	-
2012 sept. 18	14	16.0	1.1	6.9	-	-
2012 oct. 06	15	24.1	1.6	4.6	0.75	0.61
2012 oct. 14	22	13.2	0.6	2.3	0.79	0.61
2012 oct. 19	14	27.4	2.0	7.4	0.67	0.66

2.5 Calage et validation

Avec les paramètres initiaux propres à chaque événement pluvial majeur observé lors de la campagne de collecte de données (été 2012), le calage du modèle a été effectué en comparant les données simulées aux données observées. On suppose ainsi, le modèle est théoriquement capable de simuler la connectivité sédimentologique pour des événements ayant des précipitations et conditions initiales similaires à celles survenues pendant la campagne d'échantillonnage. Cette section présente un sommaire de la section « Model Validation » de l'article de la Section 2.

2.5.1 Séparation de l'hydrogramme

MHYDAS-Érosion ne simule que l'écoulement de surface provoqué par la portion des précipitations qui ne s'infiltré pas. Ainsi, les débits simulés par le modèle ne représentent que la portion de l'écoulement de surface de l'hydrogramme réel (soit l'écoulement Hortonien). La séparation de l'hydrogramme obtenu pour chaque événement doit être faite. La méthode de séparation linéaire a été choisie. Cette méthode consiste à tracer une droite entre les premier et dernier points d'inflexion de l'hydrogramme de crue, séparant ainsi l'écoulement de base de l'écoulement de surface. Bien que cette méthode tende à sous-estimer le débit de base lors d'une pointe de crue, elle a été choisie en raison de sa simplicité et de ses valeurs constantes. La Figure 7 présente la séparation de l'hydrogramme du 19 octobre 2012 avec la méthode linéaire.

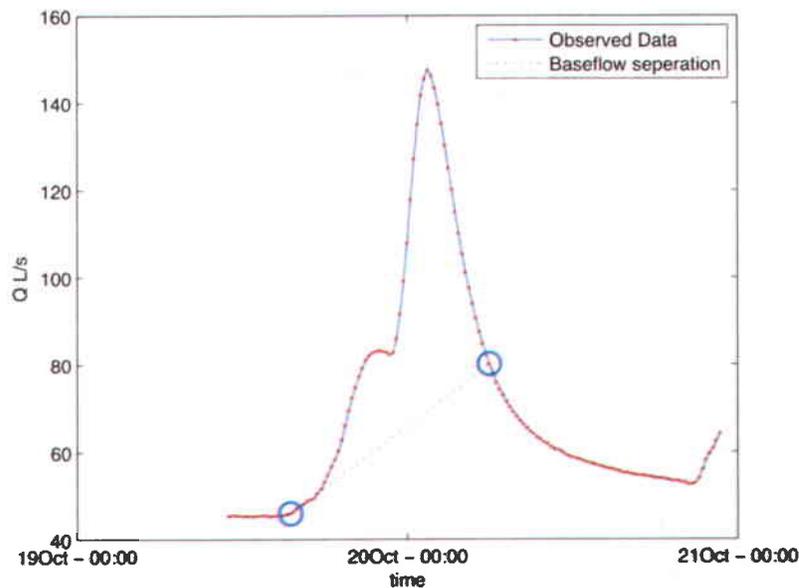


Figure 7: Séparation de l'hydrogramme du 19 octobre 2012

2.5.2 Identification des événements de calage et de validation

Idéalement, les événements pluvieux choisis pour faire le calage du modèle doivent présenter une grande variété de conditions initiales, d'intensités et de durées de précipitation. Ainsi, le modèle risque d'offrir une meilleure performance lors de la validation, lorsque les données de calage se rapprochent de celui utilisé pour ce test. Les événements les plus variés possible doivent donc être choisis pour le calage, pour ensuite faire la validation en utilisant le reste des événements. Toutefois, puisque les précipitations sont décrites par une multitude de critères et il est difficile de les dissocier de manières claires, essentiellement dans un système à plusieurs dimensions.

Pour cette raison, une analyse en composantes principales (ACP) a été utilisée. L'idée à la base de l'ACP est de pouvoir expliquer la variance observée dans la masse de données initiales à plusieurs dimensions en se limitant à un nombre réduit de composantes, définies comme étant des transformations mathématiques simples des variables initiales. Cette transformation consiste à changer les variables liées entre elles (dites "corrélées") en nouvelles variables non corrélées les unes aux autres. Ces nouvelles variables sont nommées axes principaux (composantes principales), où chaque axe explique une portion de la variance de l'ensemble des données initiales. Ainsi, une ACP ayant le même nombre d'axes que de variables initiales montre 100% de la variance. La Figure 8 montre les deux premières composantes obtenues à partir des données de précipitation de la campagne d'échantillonnage 2012. Les lignes bleues montrent l'influence des variables initiales sur les axes principaux, alors que les points rouges situent les événements (énumérés en jours juliens) selon ces axes. Les deux premières composantes comptent pour 75% de la variance totale des données.

Le NAPI2 et la saison sont les variables les plus représentées par la première composante. Similairement, l'intensité maximale et la précipitation totale sont les variables les plus représentées par la deuxième composante. Il peut aussi être constaté que les événements 280, 288 et 293 (correspondant respectivement aux 6, 14 et 19 octobre) ainsi que les événements 186, 252 et 262 (correspondant respectivement aux 4 juillet, 8 et 18 septembre) forment deux groupes à caractéristiques similaires. Les fortes valeurs sur la première composante du premier groupe montrent que celui-ci est majoritairement décrit par la saison d'occurrence des événements pluvieux. Les événements 218 et 223 (correspondant respectivement aux 5 et 10 août) se distinguent respectivement par leur intensité de précipitations et les quantités de pluie reçue.

Avec cette transformation, il a été possible d'identifier les événements les plus variés à utiliser pour le calage, et par conséquent les événements de validation. Telle que sera discutée à la section suivante. Toutefois la séparation des événements s'est avéré futile, car le nombre d'événements disponibles pour faire le calage et la validation est non seulement trop petit, mais comporte aussi des événements inadéquats pour simuler la connectivité sédimentologique.

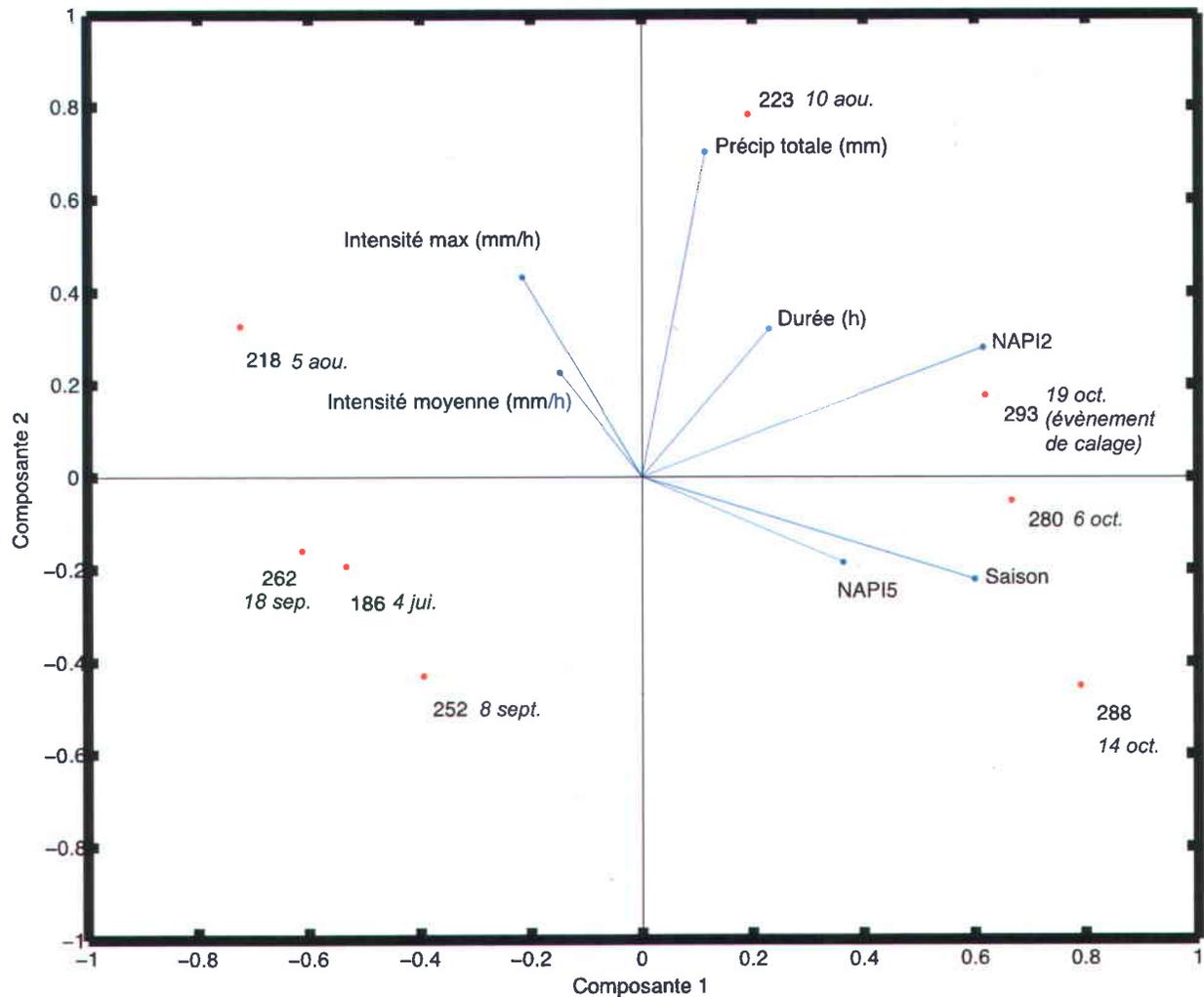


Figure 8: Analyse en composantes principales des précipitations enregistrées lors de la campagne d'échantillonnage de 2012. Les lignes bleues montrent l'influence des variables initiales sur les axes principaux, et les points rouges (en jours juliens) montrent où se situent les événements selon ces axes.

2.5.3 Calage

Parce que le transport des sédiments dépend de l'hydrologie du bassin, l'ajustement du modèle est fait en deux étapes, soit l'ajustement hydrologique et l'ajustement sédimentologique. Le calage est effectué en ajustant les paramètres d'entrée les plus sensibles du modèle (selon l'analyse de sensibilité faite par Cheviron *et al.* (2010) et Gumiere *et al.* (2013a) ainsi que certains paramètres des équations d'infiltration et de diffusion du modèle. Les paramètres de calage ont pu être modifiés, de manière à respecter une étendue de valeurs réalistes avec l'information issue d'observations *in situ* et de valeurs suggérées par Gumiere *et al.* (2013b). Telles que recommandé par Gumiere *et al.* (2010), les statistiques d'évaluation utilisées comportent le coefficient de Nash-Sutcliffe (ENS), l'erreur quadratique moyenne (RMSE), le coefficient de détermination (R^2), l'erreur relative du volume (RVE) et le pourcentage d'erreur à la pointe (PEP). Ces critères d'évaluations sont choisis, car ils reflètent différentes propriétés du modèle (Dawson *et al.*, 2007) calculées en fonction du temps pour chaque événement.

Les simulations préliminaires ont toutefois montré que les jeux de données provenant de la campagne d'échantillonnage avaient des intensités de précipitation trop faibles pour produire de l'érosion au champ. En effet, les hauteurs d'eau simulées dans les rigoles sur les SU étaient sous le seuil de stabilité des équations régissant les processus d'érosion et de transport. Il doit être noté que les précipitations étaient échantillonnées à un pas de temps horaire (tel que discuté dans les sections précédentes). Par contre, MHYDAS-Érosion utilise des pas de temps aux 15 secondes afin de simuler adéquatement les processus d'érosion, selon la condition Courant-Friedrichs-Lewy (CFL) (Courant *et al.* 1928). Cette disparité entre les échelles temporelles fait en sorte que les précipitations sont distribuées davantage en pulses qu'en continu. Pour contrer ce problème, MHYDAS-Érosion redistribue les précipitations sur un pas de temps de 15 sec à l'aide d'un modèle linéaire, ce qui a pour effet de diminuer les intensités maximales, et d'amortir l'effet des 'pulses'. Cet écart entre les échelles temporelles pourrait en partie expliquer pourquoi les hauteurs d'eau simulées dans les rigoles allaient sous le seuil de stabilité du modèle.

Compte tenu du faible nombre de données disponibles, un exercice de calage et de validation standard n'était pas possible et une approche alternative de validation a donc été utilisée. Néanmoins, le calage hydrologique des huit événements pluvieux a pu être fait avec succès, avec un R^2 moyen de $0,69 \pm 0,2$, un coefficient de Nash moyen de $0,55 \pm 0,25$ et une erreur de volume relative de $2,68 \pm 0,06$ %.

2.5.4 Validation

La procédure de la validation a été séparée en quatre étapes: (1) faire le calage hydrologique des huit événements couverts par la campagne d'échantillonnage 2012; (2) simuler des événements fictifs ayant différentes durées et intensités pour tester le modèle sous une variété de conditions; (3) sélectionner le jeu de données et les simulations qui seraient les plus susceptibles de produire de l'érosion au champs; et (4) comparer les flux sédimentaires simulés à l'exutoire avec ceux d'un bassin où les données étaient disponibles pour des événements et des conditions initiales semblables.

La première étape étant déjà complétée, l'étape 2 a été effectuée à l'aide de pluies synthétiques de conception ayant des périodes de retour de 10, 50 et 100 ans. Des durées de précipitation de 6 h et 24 h ont été choisies car elles se rapprochent des événements caractéristiques à l'échelle de temps qui est idéalement simulé par MHYDAS-Érosion. La précipitation totale (variant de 55 à 100 mm) pour chaque période de retour a été tiré des courbes intensité-durée-fréquence (IDF) fournies par Environnement Canada pour la ville de Lévis, la station disponible la plus proche du bassin versant (cfclimate.weather.gc.ca/prods_servs/engineering_e.html). La distribution triangulaire de 24 heures a été choisie parce qu'elle est la plus représentative des événements pluviaux de cette région (Pelletier *et al.*, 2009). La distribution de Chicago pour des pluies de 6 h et 24 h a été choisie parce qu'elle offre une intensité maximale très élevée, maximisant l'érosion au champ pendant la durée de la simulation. Bien que cette distribution soit plutôt conservatrice en termes d'intensité, son utilisation courante dans la conception d'ouvrages hydrauliques permet d'étudier le comportement hydrologique et sédimentologique du bassin versant sous des conditions de pluies extrêmes. L'événement de précipitation lors du passage de l'ouragan Irène (28 août 2011; 166 mm en 16 h) a aussi été utilisé pour les simulations, et est connu pour avoir causé beaucoup d'érosion hydrique à travers la région. Les données de précipitation pour cet événement proviennent d'une station météorologique localisée près de Manseau, un village situé 75 km à l'ouest du bassin versant à l'étude. Un tableau trouvé à l'annexe 6 présente les données issues de la détermination des pluies synthétiques.

Les événements synthétiques ainsi que la pluie d'Irène ont été simulés avec les huit jeux de données correspondants aux pluies de 2012. Toutefois l'événement du 19 octobre est retenu comme étant le jeu de données représentant les conditions initiales les plus sensibles à l'érosion, avec plusieurs champs labourés, laissant les sols sans protection, saturés en eau avec très peu de végétation restante sur l'ensemble du bassin versant. Ce choix a aussi été fait parce que l'événement de précipitation sur lequel le modèle a été calé est celui qui a causé les plus grands débits à l'exutoire, se rapprochant

ainsi des types de pluies de basses récurrences telles que celles utilisées pour les simulations. Une analyse plus complète du calage pour l'événement du 19 octobre peut aussi être trouvée à l'article de la section 2. Finalement, les flux sédimentaires simulés à l'exutoire ont été comparés avec ceux provenant d'un bassin versant ayant des caractéristiques similaires rapportées dans l'étude de Duchemin (2000) et Duchemin *et al.* (2001). Ce bassin versant a une superficie de 0,78 km² et est situé à 150 km au sud-ouest du bassin versant à l'étude, dans la municipalité de Lennoxville. Il a une occupation du territoire et des caractéristiques hydrologiques similaires, contenant deux cours d'eau majeurs se rejoignant près de l'exutoire. Les événements de précipitations rapportés pour le bassin versant de Lennoxville variaient de 43 à 57 mm et ont produit des flux sédimentaires à son exutoire de 50 à 71 kg/ha pour l'ensemble du bassin versant. L'ensemble des simulations sur le bassin à l'étude a produit des flux sédimentaires à l'exutoire de 17 à 97 kg/ha pour l'ensemble du bassin versant. En comparant les flux sédimentaires du bassin de Lennoxville avec ceux simulés sur le bassin à l'étude, il peut être conclu que les flux sédimentaires simulés avec MHYDAS-Érosion sont dans le bon ordre de grandeur, mais une précision plus grande n'est pas possible.

Le processus de validation utilisé pour cette étude n'est en aucun cas équivalent à une validation standard et ne doit être considéré que pour vérifier si les processus de connectivité sédimentologique ont conduits à des flux sédimentaires ayant un bon ordre de grandeur; comme les données disponibles n'étaient pas suffisantes. Les objectifs de cette étude visaient principalement à développer un processus de discrétisation adaptée aux petits bassins versants agricoles au Québec et à évaluer l'effet possible de différentes configurations spatiales de PGBs. Un calage et une validation classique avec un plus grand nombre de jeux de données et d'évènement échantillonnés seraient nécessaires pour pouvoir tirer des conclusions plus précises.

2.6 Scénarios de simulation

2.6.1 Simulation des pertes de sol

Le processus de validation a fourni une multitude de résultats de simulations, effectué à partir de plusieurs conditions initiales, et d'évènements de différentes durées et intensités. Ces simulations indiquent que les pertes de sol par SU varient de 0 à 29700 kg/ha alors que les pertes à l'exutoire varient de 0,017 à kg/ha. Les SU les plus érodés comportent les champs de soya (*Glycine max*) et certaines prairies en bordure du bassin versant où les pentes sont plus prononcées (plus de 3%). Une analyse des flux sédimentaires provenant des SU est présente à la section « Simulation Results and Discussion » de l'article alors que les pertes de sol par aire du bassin versant sont présentées à l'Annexe 2.

Pour les simulations effectuées avec les précipitations synthétiques à patron triangulaire, on a constaté que $58,6 \pm 2,8$ fois plus de sédiments évacués à l'exutoire provenaient des RS que des SU ; soit $16 \pm 2,8$ kg/ha provenant des RS et $0,27 \pm 0,12$ kg/ha provenant des SU. En revanche, pour les simulations pour les précipitations synthétiques de patron Chicago, on a constaté que $7,5 \pm 0,5$ fois plus de sédiments évacués à l'exutoire provenaient des SU que des RS ; soit 550 ± 190 kg/ha provenant des SU et 72 ± 23 kg/ha provenant des RS. Ces résultats indiquent que les taux d'infiltration générés par les évènements issus des pluies triangulaires sont supérieurs aux taux de précipitation, et que l'écoulement Hortonien dans les rigoles n'était pas assez élevé pour favoriser les processus d'érosion et de transport sur les SU. Toutefois, des flux sédimentaires à l'exutoire de 22 kg/ha simulés avec la pluie triangulaire d'une récurrence de 100 ans démontre que les précipitations tombant sur les SU s'accumulent dans le réseau d'écoulement, où les hauteurs d'eau et les vitesses d'écoulement sont assez élevées pour induire l'érosion et le transport sédimentaire.

Rappelons que le processus de validation a montré que les flux sédimentaires simulés sont dans le bon ordre de grandeur. La pluie du 19 octobre étant semblable à la pluie triangulaire de 100 ans, les flux sédimentaires issus de cette simulation risquent coïncider avec la réponse du bassin versant. Par contre, les flux sédimentaires issus des simulations effectuées avec l'évènement d'Irène et les pluies Chicago risquent d'être surestimés, puisque les valeurs hydrologiques sortent du domaine des fonctions, étant donné les conditions initiales de calage.

2.6.2 Simulation des bandes végétatives

Selon le deuxième objectif de ce mémoire, la capacité des filtres végétaux à piéger les sédiments doit être évaluée. Deux scénarios de simulation ont été définis en utilisant les données du 19 octobre comme conditions initiales. Chaque scénario a ensuite été testé avec les pluies utilisées lors de la validation du modèle (soit la pluie de l'événement Irène et les pluies synthétiques de forme triangulaire et Chicago avec diverses périodes de retour), afin d'évaluer la réponse des filtres végétatifs sous différents types de précipitations.

Les deux différents scénarios de PGBs testés étaient :

- des filtres végétatifs d'une largeur de 5 m situés en aval des SU
- des filtres végétatifs situés en aval des SU les plus susceptibles d'être érodés pendant un événement de précipitation

Le premier scénario implique l'hypothèse que chaque connexion topologique est munie d'un filtre végétatif capable de piéger les sédiments, qu'elle soit à l'intersection de deux SU à l'intérieur du même champ, entre deux champs différents ou entre un champ et le réseau de drainage. La Figure 9 présente le même schéma topologique que celui de la Figure 3, mais en illustrant l'emplacement des filtres végétatifs. Le deuxième scénario consiste à placer des filtres végétatifs en aval des SU qui ont été identifiés comme étant les plus sensibles à l'érosion sur l'ensemble des simulations effectuées. VFDM n'était qu'intégré de manière séquentielle MHYDAS-Érosion et non de manière parallèle. Par conséquent, le modèle de filtres végétatifs ne pouvait fonctionner qu'en utilisant les sorties du modèle d'érosion. Le captage sédimentaire simulé par VFDM était indépendant d'un pas de temps à l'autre.

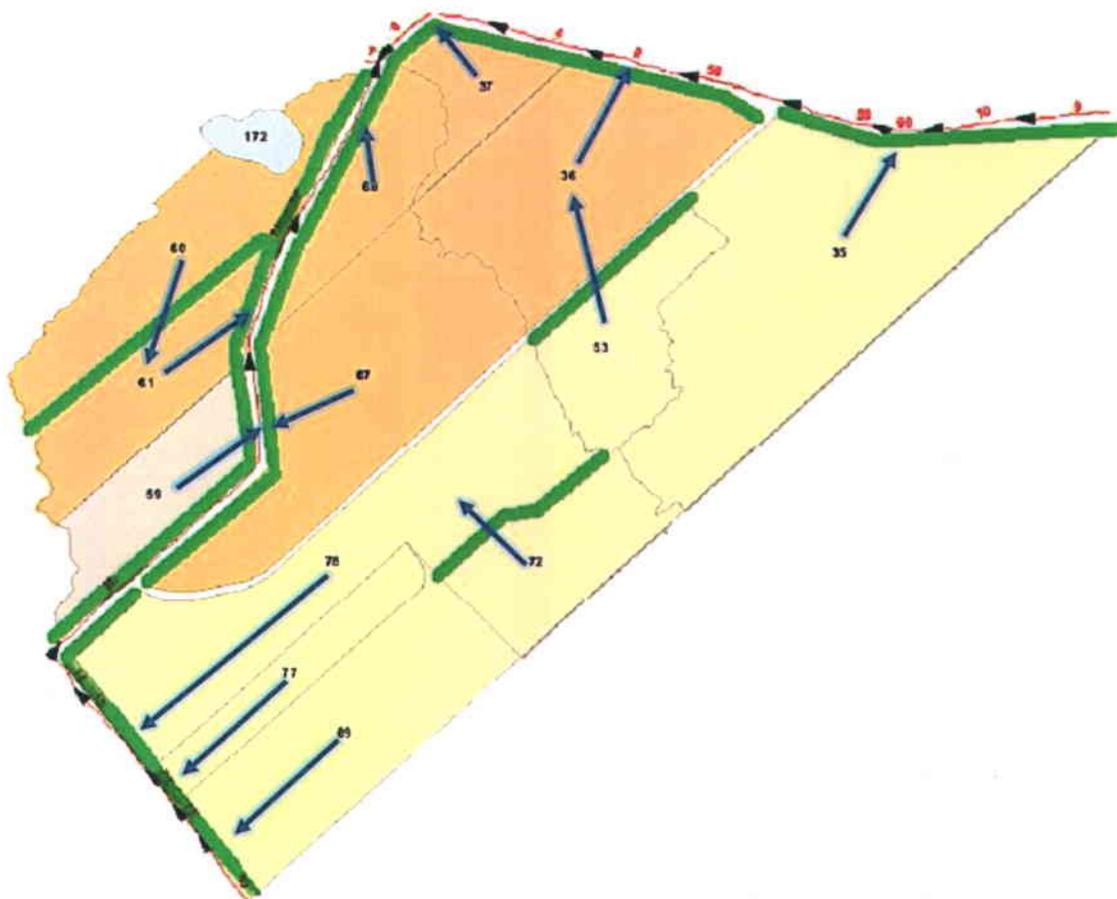


Figure 9: Emplacement des filtres végétatifs (bandes vertes) selon la topologie du modèle.

Les résultats de simulations effectuées en utilisant l'évènement de précipitation provenant de l'ouragan Irène montrent que des filtres de 5 m situés en aval des SU ont le potentiel de réduire de $51\% \pm 1,2\%$ l'apport des champs en sédiments vers le réseau de drainage ; captant 524 kg/ha des 1015 kg/ha produits par les SU à l'échelle du bassin versant. L'emplacement de filtres d'une largeur de 20 à 30 m, en aval des SU plus susceptibles de générer de l'érosion (correspondant à une superficie agricole totale de 4% celle du bassin) a conduit à réduire l'apport en sédiments des SU de $30\% \pm 6,8\%$; captant 310 kg/ha des 1015 kg/ha produits par les SU à l'échelle du bassin versant. À noter que des filtres de 20 à 30m couvrent essentiellement la totalité des SU visés. Ces résultats sont particulièrement intéressants pour les gestionnaires des bassins versants, comme l'efficacité des filtres végétatifs serait plus élevée pour des évènements ayant des périodes de retour plus petites que celle de l'évènement Irène.

3 CONCLUSION

Le travail de modélisation présenté dans ce mémoire est la première application de MHYDAS-Érosion sur un bassin versant sous climat tempéré. L'étude a permis d'évaluer l'impact des filtres végétatifs sur la connectivité sédimentologique pour un bassin versant de 2,5 km² situé au sud du Québec, Canada. Une méthode de discrétisation spatiale spécifique à MHYDAS-Érosion a été développée en utilisant le logiciel PHYSITEL afin de créer une représentation la plus précise possible du bassin versant agricole.

Les flux de sédiments issus des simulations sont du même ordre de grandeur que ceux observés dans un bassin versant situé sous un climat similaire et pour des événements de précipitation comparables. Cependant, la nature simplifiée de la vérification implique que les flux de sédiments simulés ne sont valables qu'en première approximation. Une validation supplémentaire devrait donc être effectuée pour simuler avec une plus grande précision les dynamiques de connectivité sédimentologique.

Étant donné que le modèle est spatialement distribué, il est possible de visualiser les taux d'érosion à différents endroits (soit les SU) du le bassin versant. Les simulations montrent que pour des événements pluvieux de hautes intensités, la majorité de l'érosion se produit sur les champs, car les intensités de précipitations dépassent les taux d'infiltration maximaux, provoquant un écoulement Hortonien plus important dans les rigoles, avec $7,5 \pm 0,5$ fois plus de sédiments évacués à l'exutoire provenant des SU. Les simulations pour les événements de faibles intensités montrent que la majorité de l'érosion se produit dans le réseau de drainage avec $58,6 \pm 2,8$ fois plus de sédiments évacués à l'exutoire ; révélant ainsi que les hauteurs d'eau dans les RS étaient suffisamment élevées pour engendrer les processus d'érosion et de transport.

Deux scénarios ont été envisagés pour simuler des configurations spatiales des PGB: soit placer des filtres végétatifs d'une largeur de 5 m en aval des SU, et placer des filtres végétaux d'une largeur de 20 à 30m en aval des SU les plus susceptibles d'être érodés pendant un événement de précipitation. Les simulations effectuées en utilisant l'événement de précipitation provenant de l'ouragan Irène montrent que la présence de filtres de 5 m en aval des SU ont le potentiel de diminuer de $51\% \pm 1,2\%$ l'apport sédimentaire des champs vers le réseau de drainage. L'emplacement de filtres d'une largeur de 20 à 30 m en aval des SU les plus susceptibles de générer de l'érosion (correspondant à une superficie agricole totale de 4% celle du bassin) a le potentiel de réduire l'apport en sédiments

des SU de $30\% \pm 6,8\%$. Ces résultats sont particulièrement intéressants pour les gestionnaires des bassins versants, car l'efficacité des filtres végétatifs serait plus élevée pour les événements ayant des périodes de retour plus petites que celle de l'événement Irène.

Toutefois, la topographie locale de certains champs peut mener à des écoulements concentrés qui peuvent induire des processus de ravinement dans les filtres végétales. Puisque le modèle MHUDAS-Érosion ne simule pas les écoulements concentrés dans les filtres végétatifs, les captages sédimentaires simulés sont potentiellement surestimés. De plus, VFDM n'était intégré que de manière séquentielle MHYDAS-Érosion et non de manière parallèle. Par conséquent, le modèle de filtres végétaux ne pouvait fonctionner qu'en utilisant les sorties du modèle d'érosion. Le captage sédimentaire simulé par VFDM était indépendant d'un pas de temps à l'autre.

Les travaux futurs devraient se concentrer sur une intégration complète de VFDM à MHYDAS-Érosion, permettant d'inclure les effets de captage des filtres végétatifs dans l'ensemble des processus du modèle. Finalement, l'addition d'un module d'écoulement diffus dans VFDM, tel que celui utilisé par MHYDAS-Érosion entre les rigoles, permettrait également d'améliorer la précision de l'effet des filtres végétatifs. Suite à un calage et une validation effectuée à partir d'une plus grande quantité et variété d'événements pluvieux, les résultats de la procédure de modélisation proposée pourraient être utilisés comme un outil de prise de décision pour les futures stratégies de localisation de PGBs.

4 REFERENCES

- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2010) Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPBH) Vol Résumé technique No 1, Volet biophysique: Examen quadriennal (2004/5 - 2007/8).
- Agriculture et Agroalimentaire Canada (2004-2013) Atlas géographique du projet du Bras d'Henri/Fourchette (Québec), Programme national d'Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (ÉPBH). Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes culture, Québec (QC) Canada.
- Ali, S., Ghosh, N.C. & Singh, R., 2010. Rainfall–runoff simulation using a normalized antecedent precipitation index. *Hydrological Sciences Journal*, 55(2), pp.266–274.
- Ascough, J., Baffaut, C., Nearing, M.A. & Liu, B.Y., 1997. The WEPP watershed model: I. Hydrology and erosion. *Transactions of the ASABE*, 40, pp.921–933.
- Bracken, L.J. & Croke, J., 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21(13), pp.1749–1763.
- Callow, J.N. & Smettem, K.R.J., 2009. The effect of farm dams and constructed banks on hydrologic connectivity and runoff estimation in agricultural landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 24(8), pp.959–968.
- Cheviron, B., Gumiere, S.J., Le Bissonnais, Y., Moussa, R. & Raclot, D., 2010. Sensitivity analysis of distributed erosion models: Framework. *Water Resources Research*, 46(8), p.p. W08508.
- Courant, R., Friedrichs, K. & Lewy, H., 1928. On the partial difference equations of mathematical physics. *Mathematische Annalen*, 100(1), pp.32–74.
- Dawson, C.W., Abrahart, R.J. & See, L.M., 2007. HydroTest: A web-based toolbox of evaluation metrics for the standardised assessment of hydrological forecasts. *Environmental Modelling & Software*, 22(7), pp.1034–1052.

- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G. & Ritsema, C.J., 1996. LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: theory, input and output. *Hydrological Processes*, 10(8), pp.1107–1117.
- Deletic, A., 2005. Sediment transport in urban runoff over grassed areas. *Journal of Hydrology*, 301(1-4), pp.108–122.
- Deletic, A. & Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317(3), pp.261–275.
- Duchemin, M., 2000. *Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants agricoles*. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Duchemin, M., 2001. Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants agricoles. *Water Quality Research Journal of Canada*, 36(3), pp.435–473.
- Gumiere, S., Raclot, D. & Cheviron, B., 2010. MHYDAS- Erosion: a distributed single- storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 25(11), pp.1717–1728.
- Gumiere, Silvio Jose, Delattre, L., Bissonnais, Y. Le & Cheviron, B., 2013a. Multi-scale Calibration and Validation of MHYDAS-Erosion for a Mediterranean Vineyards Catchment : A Study-Case Introduction. *Revue des sciences de l'eau*, 26(4), pp.285–300.
- Gumiere, Silvio J., Rousseau, A.N., Hallema, D.W. & Isabelle, P.-E., 2013b. Development of VFDM: a riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds. *Canadian Water Resources Journal*, 38(3), pp.169–184.
- Heggen, R.J., 2001. Normalized Antecedent Precipitation Index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 6, pp.377–381.
- Jetten, V., Govers, G. & Hessel, R., 2003. Erosion models: quality of spatial predictions. *Hydrological Processes*, 17(5), pp.887–900.

- Jetten, V., de Roo, A. & Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *CATENA*, 37(3), pp.521–541.
- Knisel, W., 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. *USDA Conservation Research Report n.27*. Available at: <http://www.cabdirect.org/abstracts/19801956438.html>.
- Lagacherie, P., Rabotin, M., Colin, F., Moussa, R. & Voltz, M., 2010. Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences*, 36(8), pp.1021–1032.
- Lamontagne, L., Martin, A. & Nolin, M.C., 2010. *Étude pédologique du bassin versant du Bras d'Henri (Québec)*, Laboratoires de pédologie et d'agriculture de précision, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Québec (Québec).
- Morgan, R. & Quinton, J., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(1), pp.527–455.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R., 2011. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*, Texas Water Resources Institute. Available at <http://repository.tamu.edu/handle/1969.1/128050>.
- Noël, P., Rousseau, A.N., Paniconi, C. & Nadeau, D.F., 2014. Algorithm for Delineating and Extracting Hillslopes and Hillslope Width Functions from Gridded Elevation Data. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19(2), pp.366–374.
- Pelletier, G., Anctil, F. & Filion, M., 2009. Characterization of 1-h rainfall temporal patterns using a Kohonen neural network: a Quebec City case study. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(6), pp.980–990.

- Poudel, D.D. & Jeong, C.Y., 2009. Manual composite sampling in edge-of-field surface runoff for assessing nonpoint source pollution from agricultural lands and residential areas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), pp.324–335.
- Quilbé, R., Rousseau, A., Moquet, J.-S., Savary, S., Ricard, S. & Garbouj, M.S., 2008. Hydrological responses of a watershed to historical land use evolution and future land use scenarios under climate change conditions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(1), pp.101–110.
- Ratté-Fortin, C., 2014. *Développement d'une méthode d'évaluation de l'impact de pratiques de gestion bénéfiques sur les flux de contaminants agricoles: Cas du microbassin versant d'intervention du bras d'Henri, Québec, Canada*. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Rousseau, A., Dickinson, W.T. & Rudra, R.P., 1987. Evaluation of best management practices to control phosphorus nonpoint source pollution. *Canadian Agricultural Engineering*, 29(2), pp.163–168.
- Rousseau, A., Dickinson, W.T., Rudra, R.P. & Wall, G.J., 1988. A phosphorus transport model for small agricultural watersheds. *Canadian Agricultural Engineering*, 30(2), pp.213–220.
- Rousseau, A. N., Mailhot, A., Gariépy, S., Salvano, E., and Villeneuve, J. P.: Calcul de probabilités de dépassement d'objectifs environnementaux de rejets de sources ponctuelle et diffuse à l'aide du 5 système de modélisation intégré GIBSI, *Revue des Sciences de l'Eau*, 15(Numéro spécial), 121–148, 2002a.
- Rousseau, A.N., Fortin, J.-P., R. Turcotte, Royer, A., Savary, S., Quévy, F., Noël, P. & C. Paniconi., 2011. PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News*, 31(1), pp.18–20.
- Rousseau, A.N., Savary, S., Hallema, D.W., Gumiere, S.J. & Foulon, É., 2013. Modeling the effects of agricultural BMPs on sediments, nutrients, and water quality of the Beaurivage River watershed (Quebec, Canada). *Canadian Water Resources Journal*, 38(2), pp.99–120.

- Turcotte, R., Fortin, J.-P., Rousseau, A.N., Massicotte, S. & Villeneuve, J.-P., 2001. Determination of the drainage structure of a watershed using a digital elevation model and a digital river and lake network. *Journal of Hydrology*, 240(3), pp.225–242.
- Viessman, W., Jr & Lewis, G. L. (1996) *Introduction to Hydrology* (fourth edn). Harper Collins, New York, USA.
- Wischmeier, W.H. & Smith, D.D., 1960. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning. *Transactions 7th int. Congr. Soil Sci.*, 1, pp.418–425.
- Woolhiser, D.-A., Smith, R.-E. & Goodrich, D.-C., 1990. KINEROS, a kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, p.130pp.
- Young, R. & Onstad, C., 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2), pp.168–173.

SECTION 2 : ARTICLE SCIENTIFIQUE

Modeling the Impact of Beneficial Management Practices on Sedimentological Connectivity
in a Small Agricultural Watershed

G. H. Gosselin,^{1,*} A. N. Rousseau¹, S. J. Gumiere², D. W. Hallema², C. Ratté-Fortin¹

¹ INRS-ETE, 490 rue de la Couronne, Québec (Québec) G1K 9A9, Canada

*gabriel.hould-gosselin@ete.inrs.ca

² Université Laval, Département des Sols et de Génie Agroalimentaire, 2480 boulevard Hochelaga, Québec (Québec) G1V 0A6, Canada

ABSTRACT

This paper presents an application of MHYDAS-Erosion, an event-based model, to a small agricultural watershed under temperate climate conditions (Quebec, Canada). The results revealed a bimodal behavior of the watershed. During high-intensity rainfall events, most of the sediments that reach the outlet originate from cropland, whereas during low-intensity events, most of the sediments originate from the drainage network. Furthermore, simulations showed that 5-m wide vegetated filters throughout the watershed and 20-m wide filters at the edge of the most problematic fields (4% of the total fields) could induce soil loss abatements of 52% and 31%, respectively. The modeling framework is well suited for the design and location of structural and non-structural beneficial management practices (BMPs).

Keywords: Hydrologic models; Agriculture; Soil erosion; Case studies.

1 INTRODUCTION

Intensive agriculture has been identified as one of the major causes of accelerated soil erosion and has ablation rates many times higher than those of soil-forming processes. Soil degradation has been observed in many regions of the world, some of which are more prone to erosion than others depending on the soils, topography, vegetation, rainfall intensity and frequency, and farming practices. Beneficial management practices (BMPs) such as vegetated filters, terraces and small dams (Callow & Smettem 2009) that retain water and trap sediment particles have been implemented in sensitive watersheds to break the sedimentological connectivity, that is, the hydrological pathways of agricultural soil and water contaminants (*e.g.*, Quilbé *et al.*, 2008; Rousseau *et al.*, 2013).

Several process-oriented and physically based erosion and hydrological models have been developed to assess soil and water conservation BMPs for watershed managers, planners and policy-makers. The Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems (CREAMS) model (Knisel 1980), the Kinematic Erosion Simulation model (KINEROS) (Woolhiser *et al.*, 1990), the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Neitsch *et al.*, 2011), the Limburg Soil Erosion Model (LISEM) (De Roo *et al.* 1996), the Water Erosion Prediction Project (WEPP) (Ascough *et al.*, 1997), the European Soil Erosion Model (EUROSEM) (Morgan & Quinton 1998), and GIBSI (Rousseau *et al.* 2005, 2013), to name a few, have been used to estimate overland soil erosion rates and in-stream sediment concentrations at the plot, field and watershed scales. However, these models were not designed to be applied at sufficiently high spatial and temporal resolutions to identify the source areas and hydrological pathways of agricultural soil and water contaminants. Sedimentological connectivity takes place at scales that are too small to be adequately simulated by commonly used models. These models are constrained by their computational spatial and temporal scales (*e.g.*, large-scale hydrological response units and daily time steps).

Jetten *et al.* (1999; 2003) suggested that accounting for the temporal variability in precipitation intensities is paramount to adequately simulating dynamic phenomena such as soil erosion and sedimentological connectivity. For example, rainfall can modify the coherence of the soil structure and induce crusting, changing the surface roughness and water infiltration during an event. Gumiere *et al.* (2011) noted that some modeling approaches use an implicit parameter such as a sediment delivery ratio (SDR) (*e.g.*, Agricultural Non-Point Source Pollution Model (AGNPS) (Young &

Onstad 1989); the Guelph model to evaluate the effects of Agricultural Management Systems on Erosion, Sedimentation, and Phosphorus yield (GAMESP) (Rousseau *et al.* 1987, 1988); or a 'black box' method (Bracken & Croke 2007)) to mimic the sedimentological connectivity. Hence, these approaches cannot provide a real understanding of the spatial and temporal patterns of sediment sources and sinks in a watershed.

Gumiere *et al.* (2010) proposed MHYDAS-Erosion, an event-based distributed model for small watersheds (a few km²), which was adapted to simulate the distributed impact of various BMPs on sedimentological connectivity. The model was implemented and tested in a densely instrumented Mediterranean watershed (Roujan, OMERE Observatory, Southern France) to assess vegetated filters using water and sediment discharge measurements at three nested scales. The resulting discharge and soil loss for the simulated rainfall events were found to corroborate well with the available data.

The main objectives of the present study were to: (i) assess the ability of MHYDAS-Erosion to simulate soil loss and sediment transport in an intensively farmed 2.5-km² watershed in southern Québec, Canada, under temperate climate conditions and (ii) evaluate how different spatial configurations of BMPs (in this case, vegetated filters at the downstream end of the fields) can alter the sedimentological connectivity, and thus sediment fluxes, throughout the watershed.

This paper is organized in four sections. The following section provides a modeling overview focusing, first, on spatial discretization and topology; second, on the modeling of hydrological and erosion processes; and third, on the modeling of vegetated filters. Application of MHYDAS-Erosion including description of rainfall events, model parameterization, and description of study watershed are presented next. The ensuing section introduces and discusses the modeling results, namely hydrology, soil loss, and impact of vegetated filters. The final section presents the conclusion.

2 MODEL OVERVIEW

2.1 Spatial discretization and topology

The watershed is subdivided into two types of elementary hydrological units, as described in detail by Moussa *et al.* (2002), namely surface units (SUs) and reach segments (RSs) that define the drainage network (Lagacherie *et al.*, 2010). PHYSITEL (Rousseau *et al.*, 2010), a discretization tool for distributed hydrological models, can be used to determine the drainage network and subdivide the watershed into SUs (*e.g.*, subwatersheds, hillslopes) and RSs. SUs were created by intersecting spatial data (Figure 1) such as topography (*i.e.*, digital elevation model (DEMs)), drainage networks, field boundaries, roads, soil types and BMPs. Each surface unit is connected to one downstream unit, either an SU or an RS. Spatial units are stored as vectors and can have any geometrical shape allowing for spatial discontinuities such as BMPs (Gumiere *et al.*, 2010).

PHYSITEL which is based on the D8-LTD (Orlandini *et al.*, 2003) algorithm to build an accumulation matrix can be used to discretize a watershed. To determine the external boundary of the watershed, the cell corresponding with the watershed outlet is identified first by PHYSITEL. A digitized river network can be used in combination with a DEM to more precisely define the river network over flat areas where river meandering occurs. However, because the accuracy of the drainage structure primarily depends on the precision of the DEM, the use of a 1-m DEM (LIDAR) provides a means to satisfactorily derive the river network. Next, the algorithm identified the cells that drain through the outlet and performed the same procedure recursively for each cell in upstream direction. Cells that drain an area greater than a specified threshold are considered part of the channel network composed of the individual RSs. Hillslopes (relatively homogenous hydrological units) that drain to each RS are then determined using the areas defined by the same threshold.

Topological links between SU-SU and SU-RS are established from the discretized watershed. Using *in situ* observations, adjustments were made to include hydrological short circuits that cannot be identified by PHYSITEL alone. Short circuits are typically anthropogenic modifications inducing faster surface runoff evacuation toward drainage ditches or to prevent ponding in field depressions. For example, a small culvert under a farm road allows one field to drain into another. Because a farm road is often higher than the surrounding fields, this hydrological connection is not identifiable

with the pathways derived by topography alone. Further subdivisions of SUs into ‘rill’ and ‘interrill’ units are made to better simulate the driving transport and erosion processes on either type of surface, as shown in Figure 2. The subdivision consists of linearizing both rill and interrill areas according to the SU shape and slope parameters. The number of rills for each SU is dependent on land cover and *in situ* observations and can be naturally occurring or induced by anthropogenic influences.

2.2 Hydrological and erosion processes

The simulated rainfall event is divided into t time steps of length Δt , for which the hydrological and erosion equations are solved independently but successively within the same time step using a backward explicit finite difference scheme. Figure 3 illustrates the interdependencies of the processes involved in one time step for one hydrological unit (SU or RS).

At a given time step t for a hydrological unit i , the hydrological variables q_i^t , v_i^t and h_i^t (*i.e.*, unit flow discharge, flow velocity and water height, respectively) are calculated using the hydrological module MHYDAS. To ensure the model stability according to the Courant Friedrichs Lewy (CFL) condition (Courant *et al.*, 1928), the time steps are short enough to correctly simulate the highest possible flow velocities. Rainfall is partitioned on the SUs between runoff and infiltration based on the rain characteristics, initial soil water content and saturated hydraulic conductivity according to the analytical solution developed by Moussa *et al.* (1996). Infiltrated water is assumed to flow vertically through an unsaturated layer where it can flow to the groundwater.

The excess rainfall for each unit is converted to a surface runoff hydrograph routed to the outlet of the hydrological unit using the analytical solution to the Hayami model for the one-dimensional Saint-Venant diffusive flow function (Hayami, 1951; Moussa *et al.*, 1996). Hydrological information for time step $t-\Delta t$ from both the upstream discharge and the current hydrological unit are used to find the solution to the Hayami function. The flow depth and velocity within the linear RSs and within the rill partitions of the SUs are then obtained from the discharge partition with the Manning formula using either the observed or calculated slope, shape, and width of each RS. The flow height within the rills depends on the number of rills specified, as the available runoff is distributed equally for all of the rills of one SU.

Once the flow characteristics are calculated, the erosion equations can be solved. The erosion module is based on the mass conservation equation applied to the sediment load as proposed by (Bennett 1974):

$$\frac{\partial(Hc)}{\partial t} + \frac{\partial(UHc)}{\partial t} = D_i + D_r - D_d \quad (1)$$

where H (m) is the flow height and U (m s^{-1}) is the mean flow velocity within the rills or RSs, t (s) is time, c (kg m^{-3}) is the sediment concentration, D_i ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is the sediment inflow rate from interrill erosion, D_r ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is the sediment inflow rate due to rill erosion, and D_d ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) is the sediment deposition rate in the rills. The erosion module assumes that all particles travel at the mean velocity. Furthermore, only suspended sediment transport is simulated, bedload particle transport by sliding and rolling is ignored. Erosion, transport and deposition in the RSs are calculated using the same method in the rills, and the flow characteristics provided by the Manning formula are adapted to the channel dimensions.

Interrill areas often do not have sufficient water heights to apply conventional flow equations, whereas rill areas meet the height requirements in an appropriate domain more frequently. Erosion and transport processes in rill and interrill areas on SUs are thus influenced by two driving sources of energy. Energy dissipated by raindrops and raindrop-induced flow represent the driving variables for soil detachment and transport between rills, as conceptualized by Kinnell (2005).

As illustrated in Figure 3, the transport and erosion modeling equations for rill and interrill areas are solved in a sequence. The sediment inflow rate from interrill erosion D_i depends only on the rainfall intensity at the current time step. The equation for these processes is as follows:

$$D_i = 0.23 \cdot A_s \cdot I^2 \cdot S_{factor} \cdot CETI \quad (2)$$

where A_s is the index of stability calculated from the mean weight diameter (MWD) measurements (Yan *et al.*, 2008; Shi *et al.*, 2010), I (mm h^{-1}) is the rainfall intensity, S_{factor} (m m^{-1}) is the slope factor calculated by $(1.05 - 0.85 \cdot e^{-4\sin\theta})$, and θ is the slope angle. The index of stability, A_s , is based on Zhang & Horn (2001):

$$A_s = \frac{MWD_{SW} - MWD_{FW}}{MWD_{SW}} \cdot \frac{MWD_{SW} - MWD_{WS}}{MWD_{SW}} \quad (3)$$

where MWD_{SW} (m) is the mean weight diameter obtained by the slow-wetting treatment, MWD_{FW} (m) is the mean weight diameter obtained by the fast-wetting treatment and MWD_{PS} (m) is the mean weight diameter obtained by the stirring treatment.

As surface flow heights are rarely considered to be high enough to use conventional flow equations, the concept of *CETI* (efficiency of transport in interrills) was introduced to describe the effect of the surface roughness on the interrill-to-rill erosion contribution. The *CETI* values are calculated as follows:

$$CETI = CETI_{max} \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot R}) \quad (4)$$

where $CETI_{max}$ (-) is the maximum allowed value of *CETI*, α (-) is an empirical exponent that depends on roughness, and R (mm h⁻¹) is the runoff amount.

The sediment inflow rates due to rill erosion, D_r , integrate aspects of the particle detachment due to excess shear stress when the transport capacity of the flow exceeds the current sediment load and sediment transport. The equation proposed by Foster *et al.* (1995) is used to determine D_r :

$$D_r = K_r (\tau - \tau_c) \left(1 - \frac{q_s}{TC}\right) \quad (5)$$

where K_r (s m⁻¹) is the rill erodibility; τ (Pa) is the shear stress exerted on the bed by the flow; τ_c (Pa) is the critical shear stress over which the detachment is initiated; q_s (kg m⁻¹ s⁻¹) is the unit solid discharge by a 1-m width of the flow calculated as $q_s = q \cdot c$, where q is the flow discharge; and TC is the transport capacity, which measures the ability of the flow to carry a sediment load, and it is empirically related to the values of τ and τ_c , as proposed by Foster (1982):

$$TC = \eta \cdot (\tau - \tau_c)^k \quad (6)$$

where η (m^{1/2} s² kg^{-1/2}) is the efficiency of the transport with the recommended values of η and k (0.04 and 1.5, respectively) according to the study by Finkner *et al.* (1989). The TC is dependent on both the suspended sediment flux given by the Hayami function and the influx of sediments from interrill areas during the same time step, as illustrated in Figure 3.

The sediment deposition D_d is calculated when $q_s > TC$ (Foster *et al.*, 1995):

$$D_d = \frac{v_s}{q} \cdot (q_s - TC) \quad (7)$$

where v_s (m s^{-1}) is the settling velocity, which is calculated with the equation proposed by Soulsby (1997):

$$v_s = \frac{v}{d_s} \cdot \left[\sqrt{10.362 + 1.049 \cdot (1 - c_{vol})^{4.7} \cdot d_{s*}^3} - 10.36 \right] \quad (8)$$

where ν ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) is the kinematic viscosity of water, d_s (m) is the diameter of the flow particles, c_{vol} (-) is the particles' volumetric concentration, and d_{s*} (-) is the dimensional sedimentological diameter, calculated by:

$$d_{s*} = d_s \left[\frac{(\rho_s/\rho) \cdot g}{\nu^2} \right] \quad (9)$$

where ρ_s (kg m^{-3}) is the density of the particles.

2.3 Modeling vegetative filters (coupling MHYDAS-Erosion and VFDM)

The computational units of MHYDAS-Erosion are generally smaller than the fields and thus allow for the integration of spatially distributed sediment-trapping BMPs at the intersection of any topologically linked hydrological units (SU-SU and SU-RS). Thus, the coupling of MHYDAS-Erosion with VFDM, the Vegetated Filter Dimensioning Model of Gumiere *et al.* (2013), provides a way to simulate sediment trapping by vegetated filter strips of different densities at the downstream end of the chosen SUs. As observed in Figure 3, for the chosen SUs, the VFDM uses outputs from MHYDAS-Erosion (*i.e.*, the flow rates and volumetric sediment concentrations at every time step) to simulate sediment abatement. The strips are modeled as a vegetated barrier that runs the total length of the connecting hydrological units, which offers a barrier that is orthogonal to the flow velocities. The vegetated filter behavior was derived from the flume experiments by Deletic (2005) and Deletic & Fletcher (2006); the sediment-trapping efficiency T_r is calculated with the following equation:

$$T_r = \frac{\left(\frac{l \cdot V_s}{h \cdot V} \right)^{0.69}}{\left(\frac{l \cdot V_s}{h \cdot V} \right)^{0.69} + 4.95} \quad (10)$$

where l (m) is the grass strip width, V_s (m s^{-1}) is the Stokes settling velocity for the sediment particles, and V is the mean flow velocity between the grass blades (m s^{-1}).

Once equation (10) is solved for one time step, the module calculates the altered sediment concentrated values, c_i^* , available to the downstream unit and feeds the next time step using the following equation:

$$c_i^* = c_i(1 - T_r) \quad (11)$$

All hydrological and erosion variables used by VFDM are calculated with MHYDAS-Erosion.

Conversely, the VFDM can also solve equation (11) to provide the required vegetated filter width (l) at every time step to obtain a predefined trapping efficiency. Therefore, two outputs for each SU are generated; namely, the sediment abatement efficiencies per time step are calculated for a predefined filter width, and vegetated filter widths are determined at every time step to obtain a predefined trapping efficiency.

The relative vegetation density (grass) in the strips is set to a value of 0.6 (on a scale between 0 and 1), as suggested by Gumiere *et al.* (2013) for the greater Beaurivage watershed, which includes our experimental watershed.

3 MODEL APPLICATION AND STUDY WATERSHED

3.1 Study site

The experimental micro-watershed (2.4 km²) used to calibrate the erosion model was a sub-watershed of the Bras d'Henri River (150 km²), which is part of the Chaudière watershed in southern Quebec, Canada. Annual precipitation averages 1100 mm. The Bras d'Henri is intensively farmed with an animal density of 4.7 animal units per hectare of farmland, which highlights the importance of livestock farming in the area. The micro-watershed has similar characteristics: it is intensively farmed (86% of the watershed) and has very few wooded areas (mainly located in the Southwest) that cover 13% of the total area. The remaining 3% of the land is built up. Two main waterways comprise the drainage network (branches 14 and 15) and converge at the outlet. In 2012, the cropland in the micro-watershed was mainly used for corn (*Zea mays*, 20%), oats (*Avena sativa*, 6%), soy (*Glycine max*, 31%) and prairies (24%). A large proportion of soy (*Glycine max*) was farmed with the residue left from the previous growing seasons (58% with residue, 42% without), and 3% of the prairies were planted late, which exposed bare soil longer compared to the other cultures. Figure 4 also shows the final SU and RS map for the Bras d'Henri micro-watershed and the spatial distribution of land cover.

The soil types are mainly loamy sands and sandy loams. Table 1 shows the different types of soils and their properties, as identified by a soil survey conducted in 2009 by Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) (Lamontagne *et al.* 2010). Approximately 30% of the watershed is tile drained (AAFC, 2013).

3.2 Rainfall events

Table 2 shows the characteristics of the eight rainfall-runoff events that were recorded during the 2012 field campaign. Note that in the table, NAPI refers to the Normalised Antecedent Precipitation Index of Heggen (2001). Summer events are more akin to convective events in terms of their intensities, unlike autumn events. The 5th and 10th of August and the 19th of October events (in bold) were the most likely to produce erosion and transport because they have the highest total precipitation and high intensities. However, according to the NAPI, the 5th of August event occurred after a dry period that left the unsaturated soil more conducive to infiltration, which

minimized runoff. In addition, both events in August occurred during the period of maximum crop growth, which protected the soils from raindrops and provided resistance to overland flow in-rill and interrill; thus, erosion was further reduced in the fields. With regard to the October event, the corn (*Zea mays*) and soy (*Glycine max*) fields had been harvested, which left areas of the soil prone to erosion. Most of the other remaining vegetation withered, which further exposed the soil. Combined with the high NAPIs that reflect initially saturated soils, these elements corroborate the much higher values of the peak flow rates at the outlet and reflect the vulnerable watershed conditions during the aforementioned events.

3.3 Parameterization

Because MHYDAS-Erosion takes into account spatially distributed information to create homogenous units, each model input parameter can be spatially distributed. Geometric SU and RS parameters, such as the average slope, and soil stability parameters can be obtained from the same spatially distributed information used for generating the SUs and RSs (e.g., crops and agricultural work). The model also requires initial moisture content (θ) as an initial condition based on the NAPI for periods of 48 hours and 5 days, as suggested by Heggen (2001) and Ali *et al.* (2010). Table 3 shows the input parameters required to run MHYDAS-Erosion. Each parameter has a distinct value for each RS and SU. Topological SU-SU and SU-RS links were derived using PHYSITEL and a high-precision (1-m spatial resolution) elevation map (LIDAR) as input. The micro-watershed has a relatively flat topography with a maximum slope of 3.2% around branch 14 near the outlet and in the southern headwaters sub-watershed.

Note that all parameters evolve during the year based on the land use (e.g., growth stage of crops and plowing). The following sections explore in greater detail the range of values of each parameter according to the land cover.

Hydrological parameters

The hydrological input parameters include hydraulic conductivity (K_s), air entry potential (h_a), residual and saturated moisture content (θ_r and θ_s) and Manning's roughness coefficient for SUs and RSs (n_{SU} and n_{RS}). These parameters are mainly linked to the processes that govern the separation of precipitation into surface and sub-surface flows as well as surface flow velocities and heights. Table 4 shows the different values assigned to the SUs and RSs as a function of growth or activity in the

field. The values chosen for Manning's coefficient are based on field observations throughout the summer and fall of 2012 and on recommended values (see Chow Ven Te & Albertson 1964).

The residual and saturation moisture values (θ_r and θ_s) are based on the soil texture described in the soil map provided by an Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) survey in 2007 (Lamontagne et al., 2010), and the corresponding values were provided by the U.S. Department of Agriculture (see USDA, NRCS technical resources). However, the hydraulic conductivity values are not only strongly influenced by the soil type but are also influenced by farming practices such as plowing and other soil tillage practices. The coherent saturated hydraulic conductivity values (K_s) for the SUs and RSs were found by intersecting the soil and hydrological unit maps and identifying the dominant soil type for each unit; the values range from 0.1 mm/h to 47 mm/h. The SU hydraulic conductivity values for plowed soils were multiplied by an order of magnitude because *in situ* measurements were not available. Naturally occurring macropores have been found to significantly increase hydraulic conductivity and induce a preferential flow system for lateral flow in densely vegetated areas such as woodlands and unaltered soil (Beven & Germann 1982). To account for these phenomena, the values assigned to the saturated hydraulic conductivity of forested soils were an order of magnitude greater than those recorded in the soil surveys.

Finally, the air entry potential values (b_e) are linked to residual and saturation moisture values and topsoil porosity. The air entry potential values vary from 0.20 m to 0.32 m and were allocated by weighing a fixed maximum value (0.35 m) with the topsoil porosity values observed by AAFC (Lamontagne *et al.*, 2010).

Erosion and transport parameters

Table 5 presents all the values of the erosion parameters according to the land cover or soil type. These parameters are specific to soil erosion and sediment transport because they alter soil cohesion, transport and deposition properties. As discussed above, MHYDAS-Erosion simulates these processes in two stages because they are induced by (i) the impact of raindrops between rills and (ii) the concentrated surface flow within rills; the latter stage is defined as preferential flow that is naturally formed by the topography or artificially by plowing.

Processes that affect the detachment and transport by rainfall only occur on SUs and are mainly contained in the areas between rills. The interrill detachment equations rely on the initial values of

the soil aggregate stability index between rills (A_s) and the transport efficiency coefficient between rills ($CETI$), where $CETI_{max}$ is the maximum possible value of $CETI$.

Sediment detachment and transport equations of the surface flow within rills (SU level) and within the drainage network (RS level) rely on initial values of rill erodibility (K_r) and critical soil shear stress (τ_c). The value suggested by Gumiere *et al.* (2010) for each parameter is attributed to each SU or RS according to the land use and soil type. The number of rills per SU (N_{rill}) is limited to 30 to ensure the model stability. As all SUs cover an area large enough for more than 30 rills to occur, the maximum number of rills is attributed to the most surface units in the watershed. The rill width (W) is derived according to *in situ* observations and crop type. For example, erosion rills are distributed irregularly and have widths of between 10 and 50 cm. Rills in corn (*Zea mays*) fields are regularly spaced and have widths between 60 and 75 cm.

4 RESULTS AND DISCUSSION

4.1 Hydrology

Calibration parameters

In most erosion models, sediment transport depends directly on the micro-watershed hydrology; the calibration process is separated into a hydrological calibration and sedimentological calibration. The model is calibrated by adjusting the most sensitive input parameters and constants in the model equations that govern infiltration and surface flow. Adjustments were made to the infiltration rates and diffusive wave speeds related to the analytical solutions to the Morel-Seytoux (1978) and Hayami (1951) equations, respectively. Furthermore, sensitivity analyses performed by Cheviron *et al.* (2010) revealed that the most sensitive parameters of MHYDAS-Erosion were K_s , N_{rill} , K_r and A_s . By comparing the simulated flow rates and sediment fluxes with the recorded data, the calibration parameters were set within realistic ranges with *a priori* spatially distributed information and values suggested by Gumiere *et al.* (2010).

Evaluation metrics

As recommended by Gumiere *et al.* (2010), the evaluation statistics included the Nash-Sutcliffe coefficient (ENS), the mean squared error (RMSE), the coefficient of determination (R^2), the relative volume error (RVE), and the percentage error at peak (PEP). These evaluation metrics were selected because they reflect different model properties (Dawson *et al.*, 2007) calculated as a function of time for each tested rainfall event. Table 6 shows the evaluation metrics and their respective ranges, where Y_i is the observed value, \hat{Y}_i is the simulated value, n is the number of elements in the sample and \bar{Y} and \tilde{Y} are the average observed and simulated values, respectively.

Validation

MHYDAS-Erosion is entirely dependent on initial conditions. The initial parameter values defined for the eight rainfall-runoff events observed during the field campaign (summer 2012) provided the datasets for the model calibration and validation. However, the growing season during which the data collection campaign occurred was abnormally dry, with 60 mm to 80 mm less rainfall than average (AAFC), which not only led to a small number of datasets but also low amplitude and intensity events.

The initial simulations and calibration attempts showed that for all but one dataset, the resulting water height in the field rills simulated by MHYDAS was below the stability threshold for the erosion module to simulate the associated processes. Therefore, no calibration events contained rainfall intensities large enough to generate significant erosion and transport within the fields. Considering the small number of datasets and the nature of the available data, a standard calibration and validation exercise was not truly possible. The alternative approach was to verify the validity of the simulated erosion processes. We separated the verification procedure into four steps: (1) hydrological calibration of all eight events using their respective datasets; (2) simulations of events with different lengths and intensities to test the model for all available initial conditions under a variety of stresses; (3) selection of the dataset and simulations that best represent the actual, high-magnitude events that would produce erosion within the fields; and (4) comparison of the simulated sediment loads with those of a neighboring watershed where data were available for similar events and initial conditions.

Step 1 was performed as previously described, in which the recorded event data represent all the available initial conditions. The simulations for step 2 were run using a variety of synthetic design

rainfalls with return periods of 10, 50 and 100 years to form a total of 18 simulations. The total precipitation for each return period was found using the intensity-duration-frequency (IDF) curves provided by Environment Canada for the city of Lévis (a few kilometers northeast of the study site), which was the nearest location with IDF curves available (cfclimate.weather.gc.ca/prods_servs/engineering_e.html).

Although these distributions are conservative in terms of maximum intensity, their common use in hydraulic design allows for the micro-watershed to be studied under high hydrologic stress within well-known conditions. Synthetic rainfalls were chosen as opposed to actual events because they offer greater control over the chosen intensities, temporal distribution and resolution; precipitation data for the study area with a resolution fine enough to appropriately simulate hydrological processes were not readily available. We selected a 24-hour triangular distribution because it is most representative of rainfall events observed in the province of Quebec (Pelletier *et al.*, 2009). We chose 6-hour and 24-hour Chicago rainfall distributions because they have very high rainfall intensities that result in potentially high erosion rates.

The simulations were run with an actual high-intensity precipitation event recorded during the passage of the tail-end of Hurricane Irene in 2011. This event is known to have caused unprecedented soil erosion (not including spring snow thaw) and flooding in the study region; the recorded rainfall was 166 mm over 16 hours, classifying the event at a recurrence rate much longer than 100 years. Table 7 shows the distributions and total precipitation based on their return periods.

We chose the dataset of the 19th of October for step 3 because it represents the initial conditions that are the most likely to generate soil erosion: it had the greatest amount of recently plowed cropland and little-to-no vegetation cover. This recorded event also had the highest flow rates, which further represents precipitation events with low recurrences. The model calibration results for the 19th of October (hydrological processes only) are shown in Figure 6. The model was observed to simulate flow rates fairly well at the watershed outlet with overall satisfying performances (R^2 : 0.727 & Nash: 0.726) and very similar intensities at the peaks and for the total volume (PEP: 5.62% & RVE: -0.05). The distinct bimodal nature of the hydrograph was observed in all the simulations and is likely associated with the different response times of each branch (branches 14 and 15). The effect of tile drainage on the stream flows was to increase the base flow and enhance water infiltration (Muma, 2014). As a consequence, the SU response times were reduced, which further accentuated the pulses observed in the hydrograph.

Finally, for step 4, the simulated sediment fluxes for the 19th of October were compared with those in a similar watershed located in Lennoxville, where the sediment fluxes for precipitation events were available. The latter watershed, studied by Duchemin (2000) and Duchemin *et al.* (2001), is an intensively farmed 0.78-km² area located 150 km southwest of the study site. This watershed has geomorphological characteristics that are comparable to those of the watershed in the present study because it is divided by two distinct sub-watersheds that are drained by separate branches that converge near the watershed outlet; it also has similar slopes, land cover and reach lengths. The recorded precipitation events at the Lennoxville watershed (ranging from 43 to 57 mm) produced sediment exports at the outlet of 50 to 71 kg/ha. The simulated precipitation events at Bras d'Henri, which ranged from 55 to 99 mm, were in the same order of magnitude: the sediment exports at the outlet were 17 to 97 kg/ha (see Table 8).

The verification process described herein is by no means equivalent to a standard validation and should not be considered more than a framework with which to verify whether the model calibration was capable of reproducing erosion and transport processes of the correct magnitude; the available data were not extensive. As noted above, the objectives for this study were mainly to develop a discretization process adapted to small agricultural watersheds in Québec and to evaluate the possible effects of various spatially distributed BMPs. A standard calibration and validation exercise is imperative to render more accurate predictions for decision makers.

4.2 Soil loss

The distributed nature of MHYDAS-Erosion allows for the identification of the SUs that are most prone to high sediment yields during all the simulated storm events. Figure 7 shows the simulated hydrographs at the watershed outlet using the 19th of October dataset and the Irene (a), 100-year 24-h Chicago (b) and Triangular (c) precipitation data. Likewise, Figure 8 shows the distributed erosion maps obtained from these three precipitation events and the data from the corresponding VFDM simulations. The first row (a b & c) shows the relative soil loss per SU for the three rainfall events: Irene (a), the 100-year 24-h Chicago storm (b) and the triangular synthetic storm (c). These simulations were chosen because they illustrate the watershed responses to events with low return periods for the full range of rainfall distributions tested. For all three events, the SUs with low slopes (< 1%) and woodland consistently yielded low to no sediment, and the SUs with high slopes and recently plowed fields had much higher sediment yields, as expected. Overall, the SU soil loss varied

between 0 and 29.7 T/ha throughout the simulations shown and all of the other simulations using the 19th of October dataset.

The precipitation from Irene (a), which was the largest event simulated in terms of volume (166 mm over 16 hours), showed high sediment fluxes at the SU outlets throughout the watershed; 37% of the total area had SU sediment exports of more than 0.2 T/ha, and 11% of the area had SU sediment exports between 8.0 and 30 T/ha (as seen in Table 9). The highest SU sediment exports (in proportion to the area) were identified in tilled soy (*Glycine max*) fields and prairies at the outer edges of the watershed where the slopes are more pronounced (3%+). The total sediment fluxes at the outlet for the entire watershed was 374 kg/ha.

The 100-year Chicago event (b) had the largest synthetic precipitation and exhibit high sediment fluxes from all the SUs. However, compared with Irene, the simulations show a larger proportion of SUs (48%) with cumulative sediment exports larger than 0.2 T/ha and a much lower proportion of SUs (2.5%) with sediment exports between 8.0 and 30 T/ha. As observed in Figure 7b, the Chicago rainfall behaves as a pulse event that quickly leads to maximum infiltration throughout the watershed and generates higher Hortonian flow heights in the rills, which explains the larger proportion of SUs with sediment exports larger than 0.2 T/ha. However, because Irene developed more gradually, as observed in Figure 7a (with a sustained but less intense pulse than the Chicago event), the overall larger volume of rain caused greater infiltration throughout the event. Thus, the SUs that are more subject to erosion deliver considerably more sediment during the event and represent a larger proportion of the watershed area at 8.0 to 30 T/ha. This finding is further shown with the much smaller overall total sediment flux from the watershed of 112 kg/ha.

The Triangular event (Figure 7 and Figure 8c) has a total precipitation equivalent to the Chicago event, but it shows considerably less sediment transport throughout the watershed because it developed very gradually over time; only 1.9% of the total SU area exported more than 0.005 T/ha. Again, the SUs that did export sediments were mostly in soy (*Glycine max*) fields. However, the sediment fluxes at the outlet were still at 19 T/ha for the event. By comparing the sediment fluxes in the RSs and SUs, it is shown that throughout all the simulations driven by triangular events, 58.6 ± 2.8 times more sediment at the outlet originates from RS erosion and transport processes (16 ± 2.8 kg ha⁻¹ from RSs/ 0.27 ± 0.12 kg ha⁻¹ from SUs). Conversely, 7.5 ± 0.5 times more sediment at the outlet originates from cropland SUs (550 ± 190 kg ha⁻¹ from SUs/ 72 ± 23 kg ha⁻¹ from RSs) throughout all the Chicago simulations. Thus, the infiltration process induced by events with

intensities similar to those of the triangular rainfall simulations correlates with precipitation; the Hortonian flow in rills is too low for transport and erosion processes in fields. However, the sediment fluxes at the outlet total 22 kg/ha for agricultural land, which demonstrates that water in the SUs still accumulates in the RS network and causes transport and erosion in the drainage network.

Because the validation procedure for the model suggests that adequate estimates can be obtained, estimating the errors of predicted sediment fluxes at the SUs and at the watershed outlet was beyond the scope of this study. However, the 19th of October rainfall closely resembles the triangular rainfall, albeit with less accumulation. This similarity suggests that the simulations for triangular rainfall events likely corroborate fairly well the watershed's actual behavior. Conversely, the simulations for events such as Irene most likely overestimate soil loss and sediment transport because the hydrological values go beyond the domain of the model functions given the calibrated initial conditions.

Nevertheless, further verifications were conducted by comparing Irene-simulated SU sediment fluxes with event-based sub-watershed-scale simulations for a Mediterranean vineyard by Casasnovas *et al.* (2002) and with recorded sub-watershed soil loss values in similar environments by Ramos & Porta (1997). The precipitation values that ranged from 127 mm to 215 mm produced soil losses of 22 T/ha (erosion within rills only) to 207 T/ha (entire sub-watershed). Considering that Irene's precipitation is more similar to typical Mediterranean rainfall, the MHYDAS-Erosion simulated values have reasonable magnitudes.

4.3 VFDM simulations

Two scenarios were considered for the spatial configuration of BMPs.

- 5-m wide vegetated filter strips placed at the downstream end of every SU connection
- Vegetated filter strips at the downstream end of the SUs that are most likely to be eroded during a storm event

For the first scenario, we assumed that each topological connection arbitrarily contains a 5-m vegetated filter strip composed of tall grasses that are capable of trapping sediments. This is the equivalent of placing vegetated filter strips on both banks of each RS and at the topological connections between the SUs within the same fields where there is a change in the hydrological

properties. The simulations using Irene's precipitation show that placing 5-m strips at the downstream end of each SU reduces the total SU sediment export to the drainage network by $52\% \pm 0.90\%$ (524 kg ha^{-1} of 1015 kg ha^{-1}). Better abatement performances can be expected for events with smaller return periods than those of Irene because the flow heights in the SU rills and gullies would be smaller. Figure 8 shows the predicted buffer strip width required at the downstream end of all the SUs to capture an average of 60% of the incoming sediment passing through for Irene (d), the 100-year 24-h Chicago storm (e) and the triangular synthetic storm (f). The SUs with consistently high soil losses throughout all the simulations need wide vegetated filters to capture 60% of the incoming sediment. This requirement is specifically apparent in (f). Again, Irene (d) reveals fewer SUs that require large strips than the Chicago event because a higher Hortonian flow is produced by the latter, sustained high-intensity pulse.

The second scenario consisted of placing vegetated filter strips at the downstream end of the SUs that were identified as the most sensitive to erosion (e.g., the soy (*Glycine max*) fields discussed above) throughout all the simulations that were run during the validation process. The results show that for the Irene precipitation event, placing 20-m to 30-m wide vegetated filter strips at the downstream end of the most problematic SUs (essentially converting these SUs to high grasses, which comprise 4% of the watershed area) could reduce the global SU sediment export to the drainage network by $31\% \pm 6.8\%$ (310 kg ha^{-1} of 1015 kg ha^{-1}). These values are calculated without taking into account the preferential flows in the vegetated filter strips because only uniform flow is modeled by the VFDM. As preferential flows occur naturally, the filter's ability to slow down the Hortonian flow is most likely overestimated.

5 CONCLUSION

This study introduced the first application of MHYDAS-Erosion to a study site under a temperate climate. The study enabled an evaluation of the impact of vegetated filter strips on the sedimentological connectivity of a 2.5-km² watershed in southern Quebec, Canada. A discretization method for MHYDAS-Erosion was developed using PHYSITEL and provided an accurate representation of the agricultural watershed. The simulations produced sediment fluxes of the correct order of magnitude at the watershed outlet by comparing a variety of synthetically designed precipitation events with the available sediment flux data from a similar watershed under similar rainfall conditions. However, the simplistic nature of the calibration and validation exercise implies that the simulated sediment fluxes are only valid estimates, and further validation should be implemented to simulate the sedimentological dynamics with a greater accuracy.

Because the model is distributed in space, it is possible to visualize erosion rates at different locations within the watershed. The simulations show that for high-intensity events, the majority of the erosion occurs in the field because the precipitation exceeds the maximum infiltration rates; thus, the Hortonian flow in the field rills has 7.5 ± 0.5 times more sediment at the outlet originating from the cropland SUs. The simulations for lower-intensity events show that most of the erosion occurs in the drainage network, with 58.6 ± 2.8 times more sediment at the outlet originating from RS erosion and transport processes because the flow heights in RSs are high enough for erosion and transport processes to occur.

Simulations of an Irene-type precipitation event show that placing 5-m strips at the downstream end of each SU reduces the sediment output from the fields by $52\% \pm 0.90\%$. Placing 20-m to 30-m wide vegetated filter strips at the downstream end of the most problematic SUs; that essentially changes 4% of the total cropland cover to high grasses and reduces the global SU sediment export to the drainage network by $31\% \pm 6.8\%$. These results are of interest for watershed decision makers because abatement efficiency is expected to be higher for events with shorter return periods than that of Irene.

Despite high simulated vegetated filter efficiency, local relief can cause highly concentrated flows that form gullies within vegetated filter strips. Because the model does not simulate concentrated flow through vegetated filter strips, the simulated abatement is probably overestimated. Future work should therefore focus on fully coupling the VFDM and MHYDAS-Erosion so that abatement

effects are carried over from one time step to another during the simulations. Including a diffusive flow module within the VFDM, such as the interrill flow modeled by MHYDAS-Erosion, would also improve the representation of vegetated filter strip abatement efficiencies. With further calibration and validation using a wider variety of precipitation events, the results from the proposed modeling framework could be used as a decision-making tool for future BMP location strategies.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to thank Eric van Bochove, Georges Thériault, Catherine Bossé, Geneviève Montminy, Michel Nolin, Luc Lamontagne, and Mario Deschênes of Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) for providing data. Special thanks to Brook Harker and David Kiely of AAFC for their coordination of the WEBs (Watershed Evaluation of Beneficial Management Practices) project. Additional thanks are given to Isabelle Beaudin and Aubert Michaud (IRDA) for providing a detailed DEM for the watershed. This project received financial support from AAFC (A. N. Rousseau, principal investigator of the project “Hydrological and Economic Modelling of the Impact of Beneficial Managements Practices on Water Quality in an Agricultural Watershed” as part of the Growing Forward WEBs research and development program).

REFERENCES

- AAFC Agriculture & Agroalimentaire Canada (2013) Données tirées de l'atlas géographique du projet du Bras d'Henri/Fourchette, Québec (2004-2013) dans le cadre du programme national d'Évaluation des Pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (ÉPBH). Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Ali, S., Ghosh, N.C. & Singh, R., 2010. Rainfall–runoff simulation using a normalized antecedent precipitation index. *Hydrological Sciences Journal*, 55(2), pp.266–274.
- Ascough, J., Baffaut, C., Nearing, M.A. & Liu, B.Y., 1997. The WEPP watershed model: I. Hydrology and erosion. *Transactions of the ASABE*, 40, pp.921–933.
- Bennett, J.P., 1974. Concepts of Mathematical Modeling of Sediment Yield. *Water Resources Research*, 10(3), pp.485–492.
- Beven, K. & Germann, P., 1982. Macropores and Water Flow in Soils. *Water Resources Research*, 18(5), pp.1311–1325.
- Bracken, L.J. & Croke, J., 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Processes*, 21(13), pp.1749–1763.
- Callow, J.N. & Smettem, K.R.J., 2009. The effect of farm dams and constructed banks on hydrologic connectivity and runoff estimation in agricultural landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 24(8), pp.959–968.
- Casasnovas J.a, Ramos, M. & Ribes-Dasi, M., 2002. Soil erosion caused by extreme rainfall events: mapping and quantification in agricultural plots from very detailed digital elevation models. *Geoderma*, 105(1-2), pp.125–140.
- Cheviron, B., Gumiere, S.J., Le Bissonnais, Y., Moussa, R. & Raclot, D., 2010. Sensitivity analysis of distributed erosion models: Framework. *Water Resources Research*, 46(8), p.p. W08508.

- Chow Ven Te, 1964. Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology. In 1. New York: McGraw-Hill Book.
- Courant, R., Friedrichs, K. & Lewy, H., 1928. On the partial difference equations of mathematical physics. *Mathematische Annalen*, 100(1), pp.32–74.
- Dawson, C.W., Abrahart, R.J. & See, L.M., 2007. HydroTest: A web-based toolbox of evaluation metrics for the standardised assessment of hydrological forecasts. *Environmental Modelling & Software*, 22(7), pp.1034–1052.
- Deletic, A., 2005. Sediment transport in urban runoff over grassed areas. *Journal of Hydrology*, 301(1-4), pp.108–122.
- Deletic, A. & Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *Journal of Hydrology*, 317(3), pp.261–275.
- Duchemin, M., 2000. *Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants agricoles*. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
- Duchemin, M., 2001. Approche géomatique pour simuler l'érosion hydrique et le transport des sédiments à l'échelle des petits bassins versants agricoles. *Water Quality Research Journal of Canada*, 36(3), pp.435–473.
- Dunkerley, D.L., 2003. Determining friction coefficients for interrill flows: the significance of flow filaments and backwater effects. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28, pp.475–491.
- Fabre, J.C., Louchart, X., Moussa, R., Dagès, C., Colin, F., Rabotin, M., Raclot, D., Lagacherie, P. & Voltz, M., 2010. OpenFLUID: a software environment for modelling fluxes in landscapes. In *LANDMOD2010*. Montpellier: France, p. 13.
- Finkner, S., Nearing, M., Foster, G. & Gilley, J.E., 1989. *A Simplified Equation for Modeling Sediment Transport Capacity*. Trans. of the ASAE 32(5).

- Foster GR. 1982. Modelling the erosion process, in Haan CT, Johnson HP, Brakensiek DL (eds), *Hydrologic Modelling of Small Watersheds*. ASAE Monograph No. 5 American Soc. Of Agric. Engr.: St Joseph, Ichigan; 295–380.
- Foster GR, Flanagan DC, Nearing MA, Lane LJ, Risse LM, Finkner SC. 1995. Water Erosion Prediction Project (WEPP): technical documentation. Tech. rep. NSERL Report 10. National Soil Erosion Research Laboratory. USDA-ARS-MWA.1196 Soil Building: West Lafayette, IN 47907 – 1196.
- Gumiere, S., Raclot, D. & Cheviron, B., 2010. MHYDAS- Erosion: a distributed single- storm water erosion model for agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 25(11), pp.1717–1728.
- Gumiere, S.J., Rousseau, A.N., Hallema, D.W. & Isabelle, P.-E., 2013. Development of VFDM: a riparian vegetated filter dimensioning model for agricultural watersheds. *Canadian Water Resources Journal*, 38(3), pp.169–184.
- Hayami, S., 1951. On the Propagation of Flood Waves. *Bulletins - Disaster Prevention Research Institute, Kyoto University*, 1, pp.1–16.
- Heggen, R.J., 2001. Normalized Antecedent Precipitation Index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 6, pp.377–381.
- Jetten, V., Govers, G. & Hessel, R., 2003. Erosion models: quality of spatial predictions. *Hydrological Processes*, 17(5), pp.887–900.
- Jetten, V., de Roo, A. & Favis-Mortlock, D., 1999. Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models. *CATENA*, 37(3), pp.521–541.
- Julien, P.Y., 1998. *Erosion and Sedimentation*. Cambridge University Press.
- Kinnell, P.I.A., 2005. Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: a review. *Hydrological Processes*, 19, pp.2815–2844.

- Knisel, W., 1980. CREAMS: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. *USDA Conservation Research Report n.27*. Available at: <http://www.cabdirect.org/abstracts/19801956438.html>.
- Lagacherie, P., Rabotin, M., Colin, F., Moussa, R. & Voltz, M., 2010. Geo-MHYDAS: A landscape discretization tool for distributed hydrological modeling of cultivated areas. *Computers & Geosciences*, 36(8), pp.1021–1032.
- Lamontagne, L., Martin, A. & Nolin, M.C., 2010. *Étude pédologique du bassin versant du Bras d'Henri (Québec)*, Laboratoires de pédologie et d'agriculture de précision, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada. Québec (Québec).
- Lawrence, D.S.L., 1997. Macroscale surface roughness and frictional resistance in overland flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 22, pp.365–382.
- Morel-Seytoux, H.J., 1978. Derivation of equations for variable rainfall infiltration. *Water Resources Research*, 14(4), pp.561–568.
- Morgan, R. & Quinton, J., 1998. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23(1), pp.527–455.
- Moussa, R., 1996. Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrological Processes*, 10(9), pp.1209–1227.
- Moussa, R., Voltz, M. & Andrieux, P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16(2), pp.393–412.
- Muma, M. 2014. Modélisation hydrologique d'un micro-bassin agricole drainé : analyse des performances de modèles couplant eaux de surface et eaux souterraines. Thèse de doctorat. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau Terre Environnement. Québec (QC), Canada. 206 pp.

- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R. & Williams, J.R., 2011. *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*. Texas Water Resources Institute. Available at <http://repository.tamu.edu/handle/1969.1/128050>.
- OpenFLUID, 2009. OpenFLUID - Modelling Fluxes in Landscapes. Available at: <http://www.openfluid-project.org/>.
- Orlandini, S., Moretti, G., Franchini, M., Aldighieri, B. & Testa, B., 2003. Path-based methods for the determination of nondispersive drainage directions in grid-based digital elevation models. *Water Resources Research*, 39(6), p.1144.
- Pelletier, G., Anctil, F. & Filion, M., 2009. Characterization of 1-h rainfall temporal patterns using a Kohonen neural network: a Quebec City case study. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(6), pp.980–990.
- Poudel, D.D. & Jeong, C.Y., 2009. Manual composite sampling in edge-of-field surface runoff for assessing nonpoint source pollution from agricultural lands and residential areas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64(5), pp.324–335.
- Quilbé, R., Rousseau, A., Moquet, J.-S., Savary, S., Ricard, S. & Garbouj, M.S., 2008. Hydrological responses of a watershed to historical land use evolution and future land use scenarios under climate change conditions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12(1), pp.101–110.
- Ramos, M.C. & Porta, J., 1997. Analysis of design criteria for vineyard terraces in the mediterranean area of North East Spain. *Soil Technology*, 10(2), pp.155–166.
- Rousseau, A., Dickinson, W.T. & Rudra, R.P., 1987. Evaluation of best management practices to control phosphorus nonpoint source pollution. *Canadian Agricultural Engineering*, 29(2), pp.163–168.
- Rousseau, A., Dickinson, W.T., Rudra, R.P. & Wall, G.J., 1988. A phosphorus transport model for small agricultural watersheds. *Canadian Agricultural Engineering*, 30(2), pp.213–220.

- Rousseau, A.N., Fortin, J.-P., R. Turcotte, Royer, A., Savary, S., Quévy, F., Noël, P. & C. Paniconi, 2011. PHYSITEL, a specialized GIS for supporting the implementation of distributed hydrological models. *Water News*, 31(1), pp.18–20.
- Rousseau, A.N., Savary, S., Hallema, D.W., Gumiere, S.J. & Foulon, É., 2013. Modeling the effects of agricultural BMPs on sediments, nutrients, and water quality of the Beaurivage River watershed (Quebec, Canada). *Canadian Water Resources Journal*, 38(2), pp.99–120.
- Shi, Z.-H., Yan, F.-L., Li, L., Li, Z.-X. & Cai, C.-F., 2010. Interrill erosion from disturbed and undisturbed samples in relation to topsoil aggregate stability in red soils from subtropical China. *CATENA*, 81(3), pp.240–248.
- Soulsby, R.L., 1997. *Dynamics of marine sands: a manual for practical applications*, Thomas Telford: London.
- USDA NCRS Resources < <http://goo.gl/9MXxEb> > accessed 3rd February 2014.
- Wilson, C., Stoesser, T. & Bates, P., 2005. *Modelling of open channel flow through vegetation (in: Computational Fluid Dynamics: Applications in Environmental Hydraulics)*, John Wiley and Sons.
- Woolhiser, D.-A., Smith, R.-E. & Goodrich, D.-C., 1990. KINEROS, a kinematic Runoff and Erosion Model: Documentation and User Manual. *U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service*, p.130pp.
- Yan, F.-L., Shi, Z.-H., Li, Z.-X. & Cai, C.-F., 2008. Estimating interrill soil erosion from aggregate stability of Ultisols in subtropical China. *Soil and Tillage Research*, 100(1), pp.34–41.
- Young, R. & Onstad, C., 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2), pp.168–173.
- Zhang, B. & Horn, R., 2001. Mechanisms of aggregate stabilization in Ultisols from subtropical China. *Geoderma*, 99, pp.123–145.

Table 1: Soil characteristics in the Bras d'Henri watershed

Soil type	Area (%)
Mineral Soils	86.2
<i>Loams</i>	56.1
<i>Sands</i>	26.7
<i>Skeletal</i>	3.4
Organic soils	11.2
Unclassified	2.6
Total	100

Table 2 : Rainfall characteristics for the 2012 events used in the calibration of MHYDAS-Erosion

Date	Duration (h)	Total precip. (mm)	Mean intensity (mm h ⁻¹)	Max. intensity (mm h ⁻¹)	NAPI 5	NAPI 2	Peak flow rate (L/s)
2012 Jul. 04	8	14.4	1.81	11.9	0.69	-	4.92
2012 Aug. 05	11	26.7	2.4	10.1	-	-	3.28
2012 Aug. 10*	29	32.5	1.1	14.2	0.67	0.60	13.1
2012 Sept. 08	10	12.2	1.2	7.8	0.78	-	0.38
2012 Sept. 18	14	16.0	1.1	6.9	-	-	1.04
2012 Oct. 06	15	24.1	1.6	4.6	0.75	0.61	24.1
2012 Oct. 14	22	13.2	0.6	2.3	0.79	0.61	9.39
2012 Oct. 19	14	27.4	2.0	7.4	0.67	0.66	78.1

*Events in **bold** represent those more likely to produce erosion in field.

Table 3 : MHYDAS-Erosion parameters

Parameter	Description	Unit
SU		
K_s	Saturated hydraulic conductivity	$m\ s^{-1}$
h_e	Air entry potential	m
θ_r	Soil residual humidity	$m^3\ m^{-3}$
θ_r	Soil saturation moisture	$m^3\ m^{-3}$
n_{SU}	Manning's roughness coefficient	$s\ m^{-1/3}$
A_s	Aggregate stability index	-
N_{rill}	Number of rills/gullies	-
W	Rill/gulley width	m
$d_{50_{sed}}$	Median sediment diameter	m
τ_c	Critical soil shear stress	Pa
Transfcode	Interface type indicator (SU-SU or SU-RS)	-
K_r	Rill erodibility	$s\ m^{-1}$
Cetimax	Maximum transport coef. From interrill erosion	-
Strip.width	Vegetated filter width	m
Strip.Density	Density of vegetation in filter	-
RS		
K_s	Saturated hydraulic conductivity	$m\ s^{-1}$
n_{RS}	Manning's roughness coefficient	$s\ m^{-1/3}$
K_r	Rill erodibility	$s\ m^{-1}$
τ_c	Critical soil shear stress	Pa

Table 4: Manning's roughness coefficient values according for each land cover

Occupation	Manning start/end season	of	Manning mature	Manning harvested	Manning ploughed
Unknown	0.03		0.035	0.03	0.030
Corn (<i>Zea mays</i>)	0.032		0.040	0.032	0.027
Oat (<i>Avena sativa</i>)	0.032		0.450	0.032	0.030
Soy (<i>Glycine max</i>)	0.030		0.040	0.035	0.027
Prairie	0.040		0.050	0.040	-
Prairie (late growth)	0.030		0.045	0.040	-
Forest	0.100		0.150	-	-
Urban	0.025		0.027	-	-

Table 5: Erosion parameter values of different land covers or soil types

Parameter	Value	Land Use or Soil Type
A_s	0.001	Farm Roads
	0.7	Annual Crops
	0.5	Prairies & Forests
$CETI_{max}$	0.25	Farm Roads
	0.06	Annual Crops (Tilled)
	0.12	Annual Crops (Tilled)
	0.01	Prairies & Forests
τ_c	100	Farm Roads
	2	Sand, Soamy sands, Sandy loams
	3	Loams, Silty loams
	10	Clay, Loamy clay
K_r	1.00E-09	Farm Roads
	0.1	Sand, Loamy sands, Sandy loams
	0.01	Loams, Silty loams
	0.005	Clay, Loamy clay

Table 6. Metrics used to evaluate the performance of MHYDAS-Erosion.

Criteria	Equation	Range
E_{NS}	$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$	$[-\infty, 1]$
$RMSE$	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2}$	$[0, +\infty]$
R^2	$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})(\hat{Y}_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2 \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2}} \right]^2$	$[0, 1]$
RVE	$RVE = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)}{\sum_{i=1}^n Y_i}$	$[-\infty, +\infty]$
PEP	$PEP = \frac{\max(Y_i) - \max(\hat{Y}_i)}{\max(Y_i)} \cdot 100$	$[-\infty, +\infty]$

Table 7. Synthetic rainfall distributions and total precipitations as a function of return period

SIMULATION	Precipitation (mm)	Maximum Intensity (mm h ⁻¹)
Chicago 6h	55.6	29.8
10 years	71.4	38.2
50 years	78.1	41.8
100 years		
Chicago 24h		
10 years	75.0	26.6
50 years	92.5	32.8
100 years	99.9	35.5
Triangular 24h		
10 years	75.0	5.8
50 years	92.5	7.1
100 years	99.9	7.7
Irene	166.2	31.5

Table 8: Comparison between Lennoxville and Bras d'Henri micro watersheds

Comparable Feature	Bras d'Henri	Lennoxville
Area	2.4 km ²	0.78 km ²
Mean Slope	2.5 ± 1.2%	6.6%
Cropland & prairie cover	85% (61% & 24%)	92% (33% & 59%)
Maximum reach length to the outlet	1.7 km	1.0 km
Total precipitation per event	43 to 57 mm	55 to 99 mm
Sediment export at the outlet	17 to 96 kg/ha	50 to 71kg/ha

Table 9: Cumulative SU area per sediment flux for simulations using the 19th of October data set, and using the Irene, 100-year, 24-h Chicago and Triangular precipitations.

Soil flux range in SUs T/ha	Irene	Chicago 24h. 100-yr	Triangular 24h. 100-yr
0.00025 +	83%	80%	30%
0.001 +	77%	76%	6.5%
0.005 +	55%	60%	1.9%
0.02 +	46%	57%	-
0.05 +	43%	54%	-
0.2 +	37%	48%	-
0.7 +	30%	39%	-
2.5 +	18%	22%	-
8.0 - 30	11%	2.5%	-

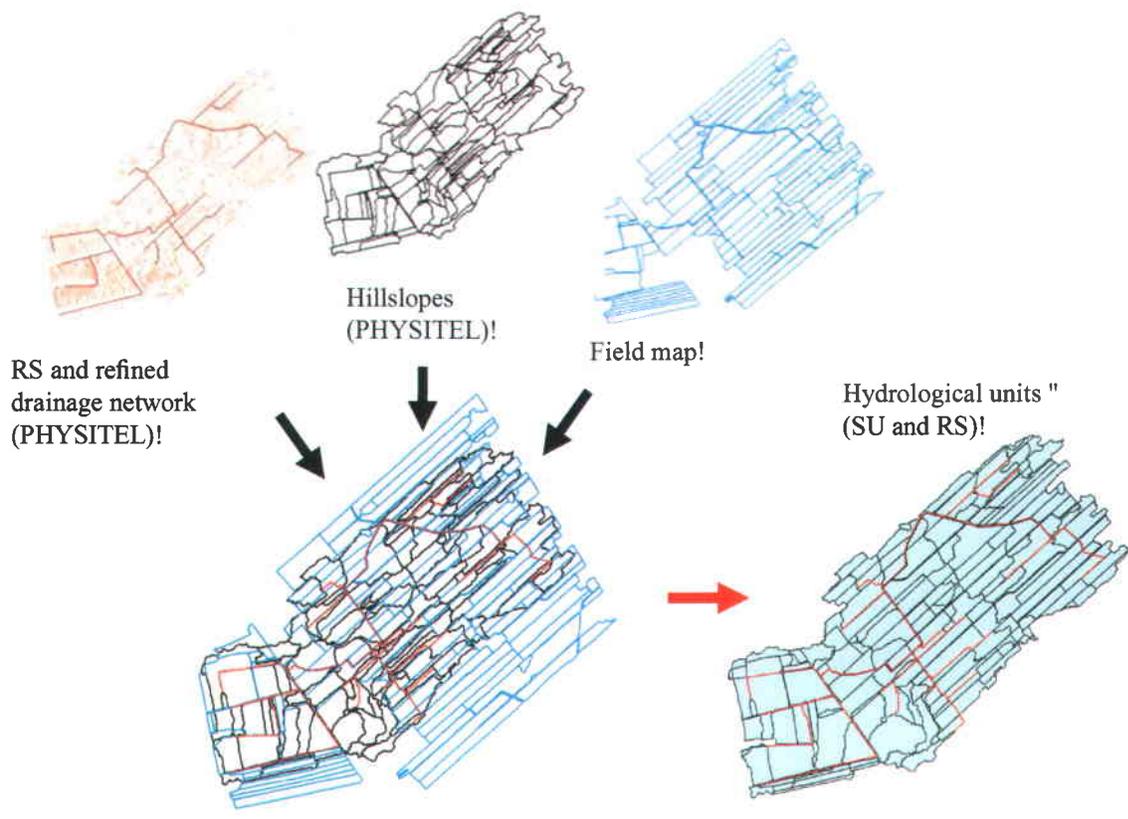


Figure 1: Spatial discretization into surface units (SUs) and reach segments (RSs) using PHYSITEL.

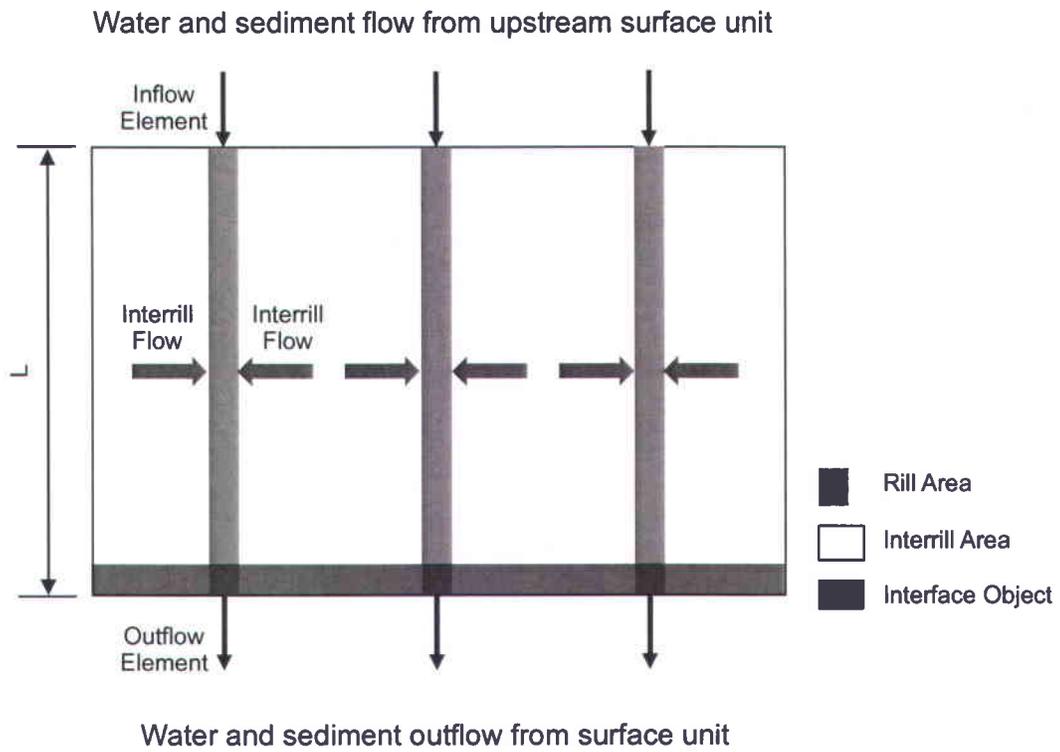


Figure 2 : Spatial topology and separation of a SU into rills and interrills (adapted from Gumiere *et al.*, 2010)

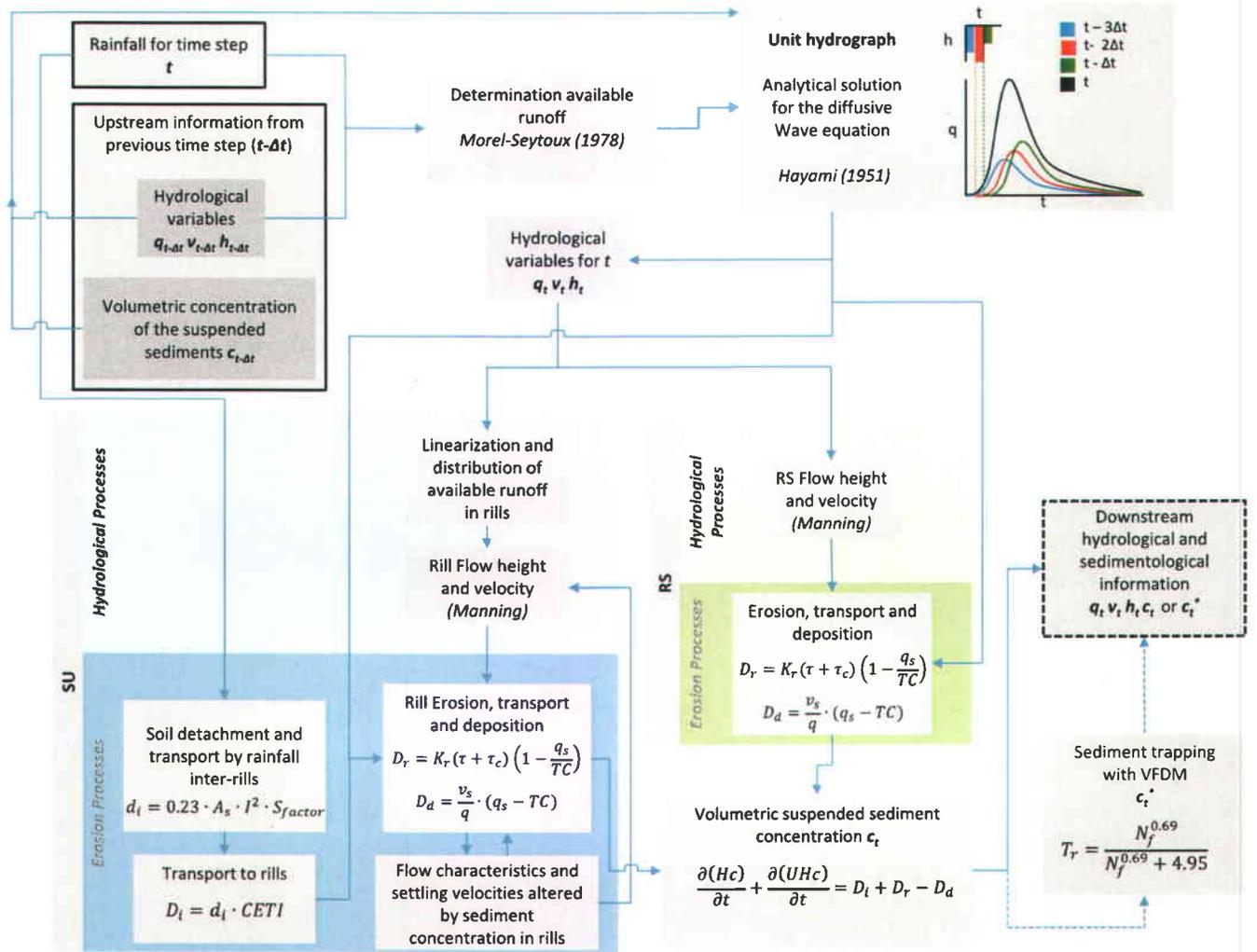


Figure 3 : Interdependencies of processes for one time step on one hydrological unit (SU or RS), where h (m) is flow height; v ($m s^{-1}$), flow velocity; t (s), current time step; and c ($kg m^{-3}$), sediment concentration. Outlined boxes show hydrological and sedimentological variables required as inputs for the current time step (t), and the dashed box shows the resulting hydrological and sedimentological variables after time step (t) at the downstream end of the current hydrological unit.

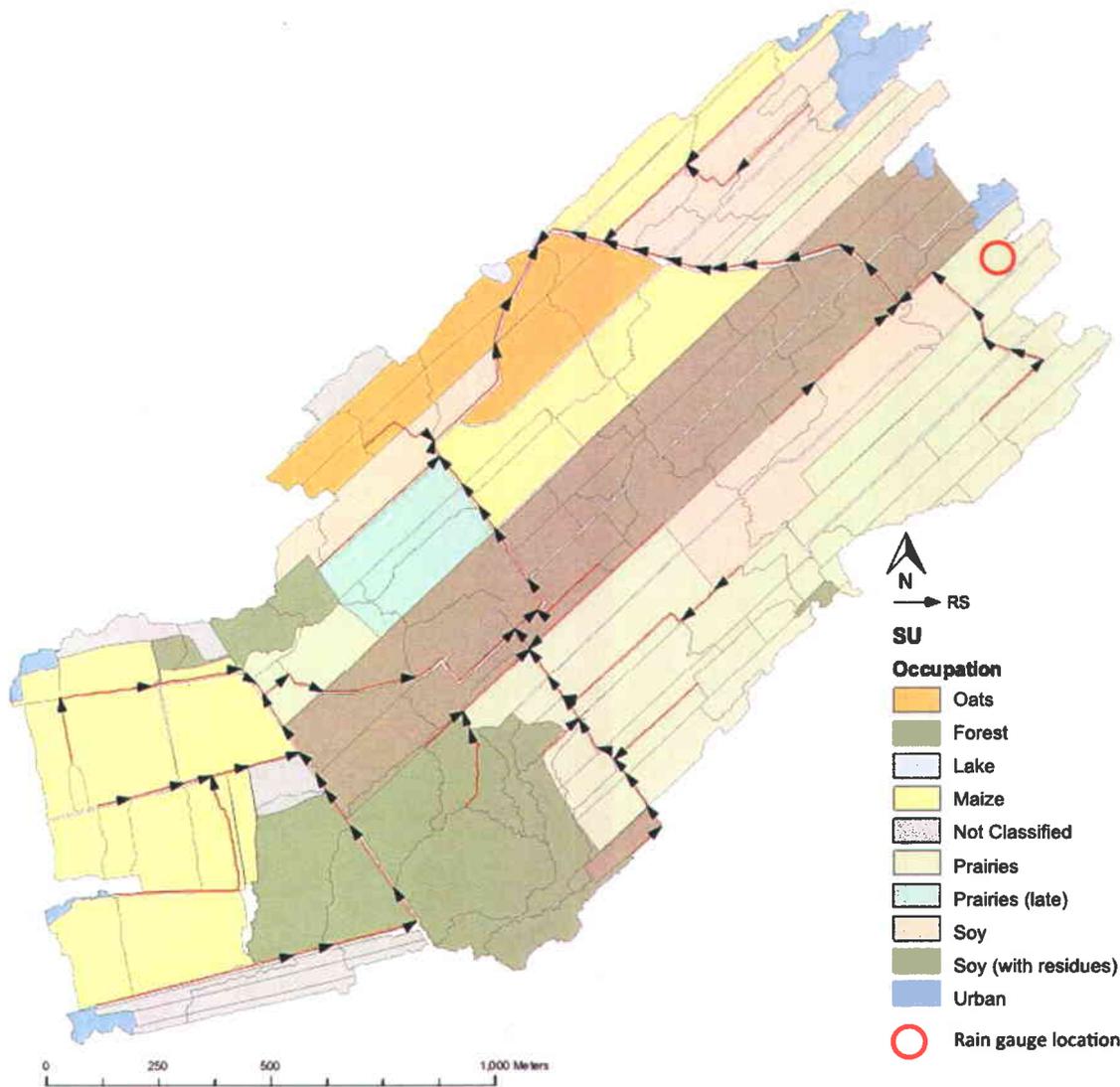


Figure 4. Map of hydrological units (SUs and RSs) and land cover. Grey lines represent SU boundaries; red lines represent linear RSs (arrow heads illustrating flow direction).

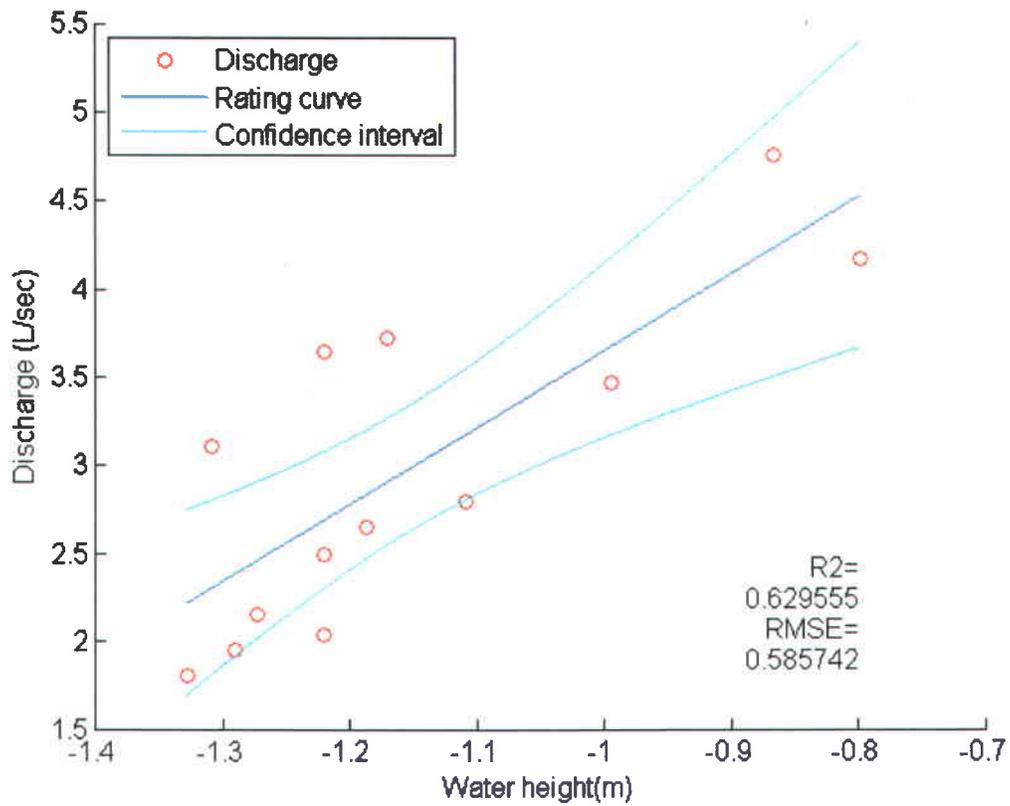


Figure 5. Rating curve defining the relationship between water height and discharge at the watershed outlet for the 2012 growing season (April to September)

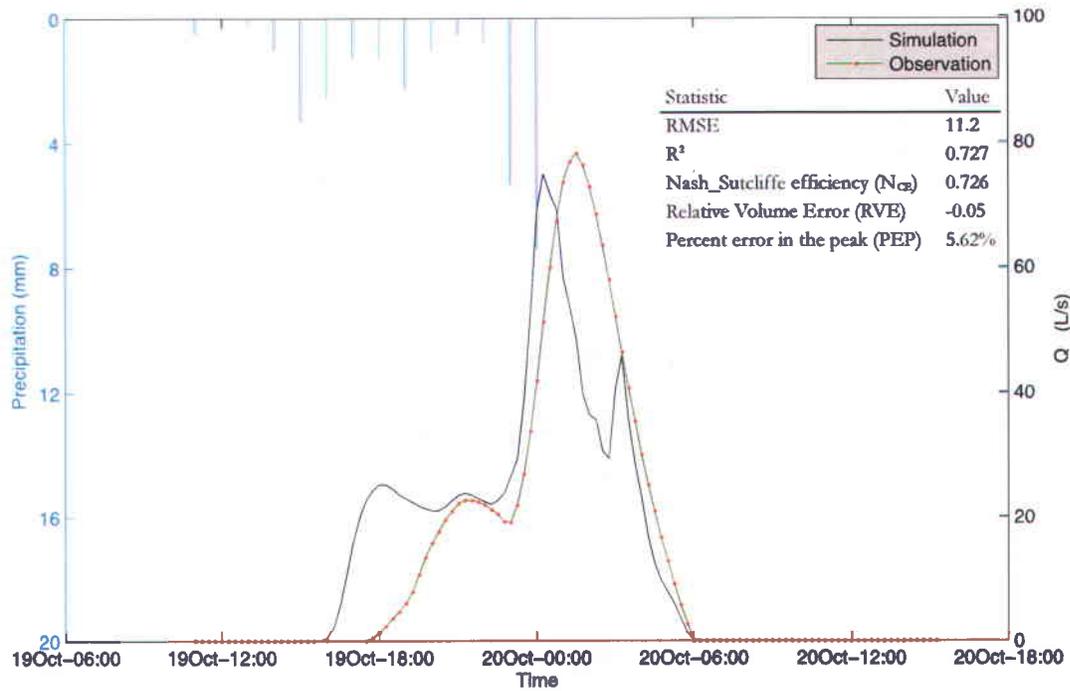


Figure 6. Calibration results of outlet discharge for the 19th of October 2012.

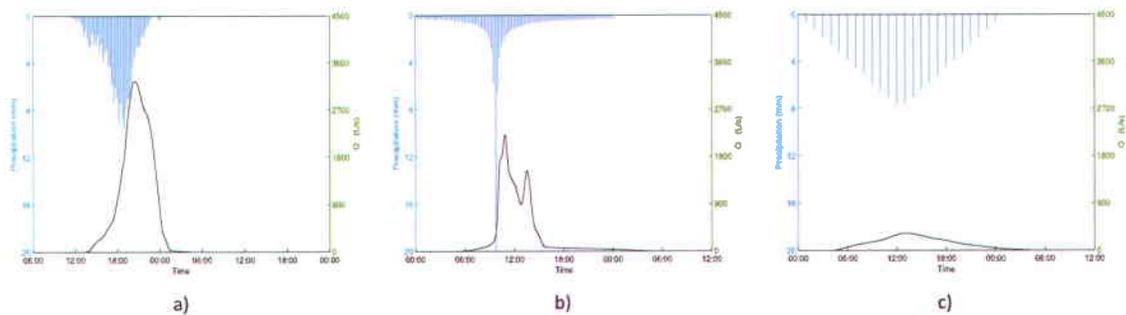


Figure 7: Simulated hydrographs at the watershed outlet using the 19th of October data set, and using the Irene (a), 100-year, 24-h Chicago (b) and Triangular (c) precipitations.

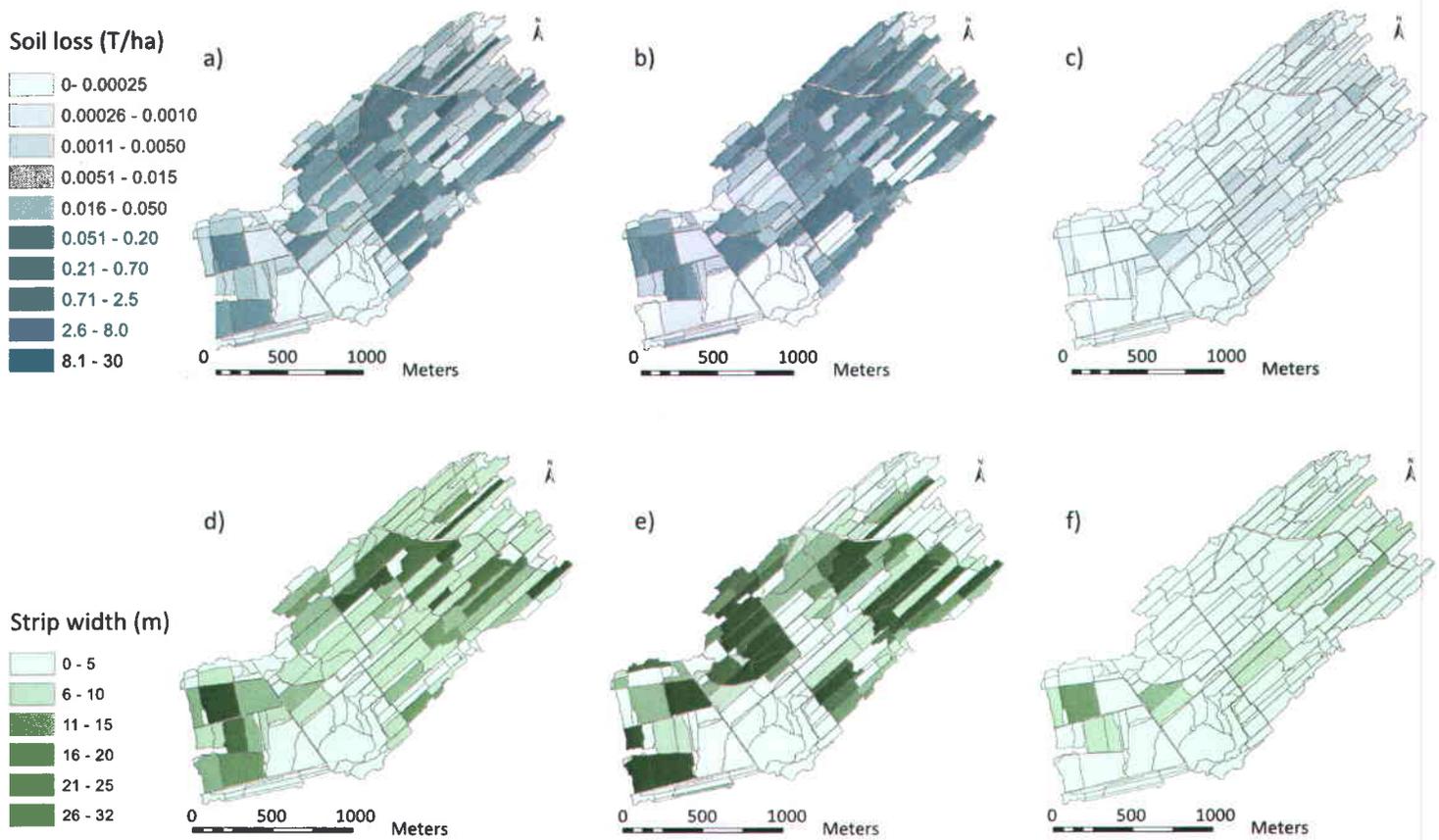


Figure 8: MHYDHAS-Erosion (top row) and associated VFDM (bottom row) simulations using the 19th of October data set, and using the Irene (a & d), 100-year, 24-h Chicago (b & e) and Triangular (c & f) precipitations. Erosion figures show relative soil loss per SU for each event, and the associated VFDM figures show required vegetative strip width at the downstream end of each SU to capture 60% of sediments.

SECTION 3 : ANNEXES

ANNEXE 1: PROTOCOLE: FILTRATION MES

Matériel nécessaire

- Filtres 45 μm en fibre de ver
- Bassines en aluminium numérotées
- Rampe de filtration et modules (cinq clampes ainsi que cinq modules de filtration et leur récipient)
- Un Erlenmeyer
- Une pompe électrique
- Deux tubes de caoutchouc pour accorder la rampe de filtration, l'erenmeyer et la pompe
- Un plateau métallique
- Un crayon en graphite
- Bouteille d'eau déminéralisée
- Cylindre gradué de 500ml
- Bouteilles contenant les échantillons d'eau à filtrer
- Pincés en plastique

Préparation

Filtres

- 1) Placer le nombre de filtres correspondant au nombre d'échantillons à filtrer dans les bassines numérotés
- 2) Mesurer la masse des bassines contenant les filtres à l'aide d'une balance en notant la masse et le numéro de bassine dans un document Excel

Appareils de filtration

- 1) Connecter la rampe de filtration avec l'erenmeyer ce dernier avec la pompe à l'aide des tuyaux de caoutchouc
- 2) S'assurer que le bon nombre de clampes et de modules de filtration nécessaires soient présents
- 3) Mettre en fonction la pompe

- 4) Tester les valves de la rampe de filtration
- 5) S'assurer que toutes les valves sont fermées
- 6) Éteindre la pompe

Filtration

Note: Comme la rampe de filtration contient cinq sites de filtration identiques, le protocole indique le processus de filtration pour un module seulement. Les autres modules sont utilisés en parallèle.

- 1) Ouvrir la feuille Excel contenant les numéros de bassines et leurs masses
- 2) Mettre en marche la pompe
- 3) Choisir une nacelle placer le filtre sur le module de filtration en s'assurant qu'il est bien centré. Laisser la nacelle en proximité du dispositif pour ne pas la mélanger avec un autre filtre
- 4) Ouvrir la valve sur la rampe de filtration pour créer un vide sous le filtre et le coller en place
- 5) Placer le récipient sur le filtre et fixer avec la clampe
- 6) Tester l'étanchéité du système en versant approximativement 100 ml d'eau déminéralisé. Si il y a une fuite, répéter les étapes 3 à 5
- 7) Choisir une bouteille d'échantillon et noter sur le couvercle le numéro de la bassine avec le crayon. Noter ensuite l'heure de la prise de l'échantillon ainsi que l'endroit au numéro de bassine correspondant dans la feuille Excel.
- 8) Bien agiter la bouteille pour homogénéiser le contenu et verser 50 à 100 ml dans le cylindre gradué. Ceci permet de libérer un volume d'air dans la bouteille pour mieux homogénéiser son contenu
- 9) Agiter de nouveau la bouteille et verser jusqu'au volume désiré (250 ou 500 ml dépendant des sédiments en suspension). 250 ml doit minimalement être filtré.
- 10) Noter le volume ajouté sur le couvercle de la bouteille d'échantillon
- 11) Verser le contenu de cylindre gradué dans le dispositif de filtration et laisser filtrer en arrosant régulièrement les parois du dispositif pour déloger les particules qui y sont collées. Il est important de déloger les particules qui ont collées aux parois du cylindre gradué avec de l'eau déminéralisé et de verser le contenu dans le dispositif de filtration
- 12) Répéter les étapes 9 à 11 jusqu'à ce que le filtre soit colmaté

- 13) Une fois la filtration terminée, retirer le récipient du module de filtration en s'assurant que les résidus restent sur le filtre et fermer la valve sur la rampe de filtration
- 14) Retirer le filtre avec les pinces et le placer dans sa nacelle. Placer la nacelle dans le plateau métallique
- 15) Rincer le récipient à l'aide d'eau déminéralisé pour qu'il ne contienne aucune particule pour le prochain échantillon
- 16) S'assurer de bien rincer l'appareillage à l'eau déminéralisé et de bien laver les bouteilles d'échantillons pour ne plus qu'il reste de sédiments sur les parois

Dessiccation et opérations finales

- 1) Quand tous les échantillons ont été filtrés, placer le plateau métallique dans le 'four à dessiccation' à 80°C pour 24 h
- 2) La période de temps écoulée, sortir le plateau métallique du four à dessiccation et mesurer la masse des bassines contenant les filtres à l'aide d'une balance.
- 3) Noter la masse dans un chiffrier au numéro de bassine approprié

Calculs de MES

Le calcul des MES est fait avec l'équation suivante :

$$MES = \frac{m_v - m}{V} \quad (A.1)$$

Où m_v est la masse du filtre vide, m est la masse du filtre ayant été utilisé et dessiccé, et V est le volume d'eau utilisé lors de la filtration de l'échantillon.

ANNEXE 2: PERTES DE SOL

Cette Annexe présente les superficies du bassin versant (en pourcentage) qui ont subi une certaine quantité de pertes de sol durant les simulations pour les pluies synthétiques Chicago de 6 et 24 h, triangulaire de 24 h et la précipitation réelle de l'ouragan Irène. Chaque tableau présente toutes les périodes de retour simulées. Prenons exemple sur la pluie Chicago de 6 h avec une période de retour de 10 ans trouvé au Tableau A. 1. Le tableau indique que 100% de la superficie du bassin versant a généré plus que 0 T/ha, 74% de la superficie a produite plus que 0.00025 T/ha, 67% de la superficie a produite plus que 0.001 T/ha et ainsi de suite. La limite supérieure de la dernière ligne des tableaux est de 30 T/ha.

Tableau A. 1: Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Chicago de 6 h

Limite inférieure (T/ha)	10 ans	25 ans	50 ans	100 ans
0	100%	100%	100%	100%
0.00025	74%	82%	83%	83%
0.001	67%	76%	80%	82%
0.005	52%	67%	74%	78%
0.02	48%	59%	68%	73%
0.05	36%	55%	61%	66%
0.20	27%	39%	49%	54%
0.70	20%	30%	35%	37%
2.5	10%	14%	17%	22%
8	1%	1%	2%	6%

Tableau A. 2: Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Chicago de 24 h

Limite inférieure (T/ha)	10 ans	25 ans	50 ans	100 ans
0	100%	100%	100%	100%
0.00025	78%	79%	79%	80%
0.001	69%	74%	76%	76%
0.005	50%	56%	59%	60%
0.02	47%	50%	54%	57%
0.05	41%	47%	52%	54%
0.20	36%	41%	45%	48%
0.70	28%	32%	36%	39%
2.5	12%	14%	17%	22%
8	0%	1%	1%	2%

Tableau A. 3 Superficies du bassin versant ayant subi des pertes de sol pour les pluies Triangulaire de 24 h et l'évènement de Pouragan Irène

Limite inférieure (T/ha)	10 ans	25 ans	50 ans	100 ans	Irène
0	100%	100%	100%	100%	100%
0.00025	13%	28%	30%	30%	83%
0.001	2%	3%	4%	7%	77%
0.005	1%	2%	2%	2%	55%
0.02	0%	0%	0%	0%	46%
0.05	0%	0%	0%	0%	43%
0.20	0%	0%	0%	0%	37%
0.70	0%	0%	0%	0%	30%
2.5	0%	0%	0%	0%	18%
8	0%	0%	0%	0%	11%

ANNEXE 3 : TYPES DE SOLS DU BASSIN VERSANT

L'information dans cette annexe provient d'une affiche produite avec les données de l'étude pédologique effectuée par AAC en 2009¹.

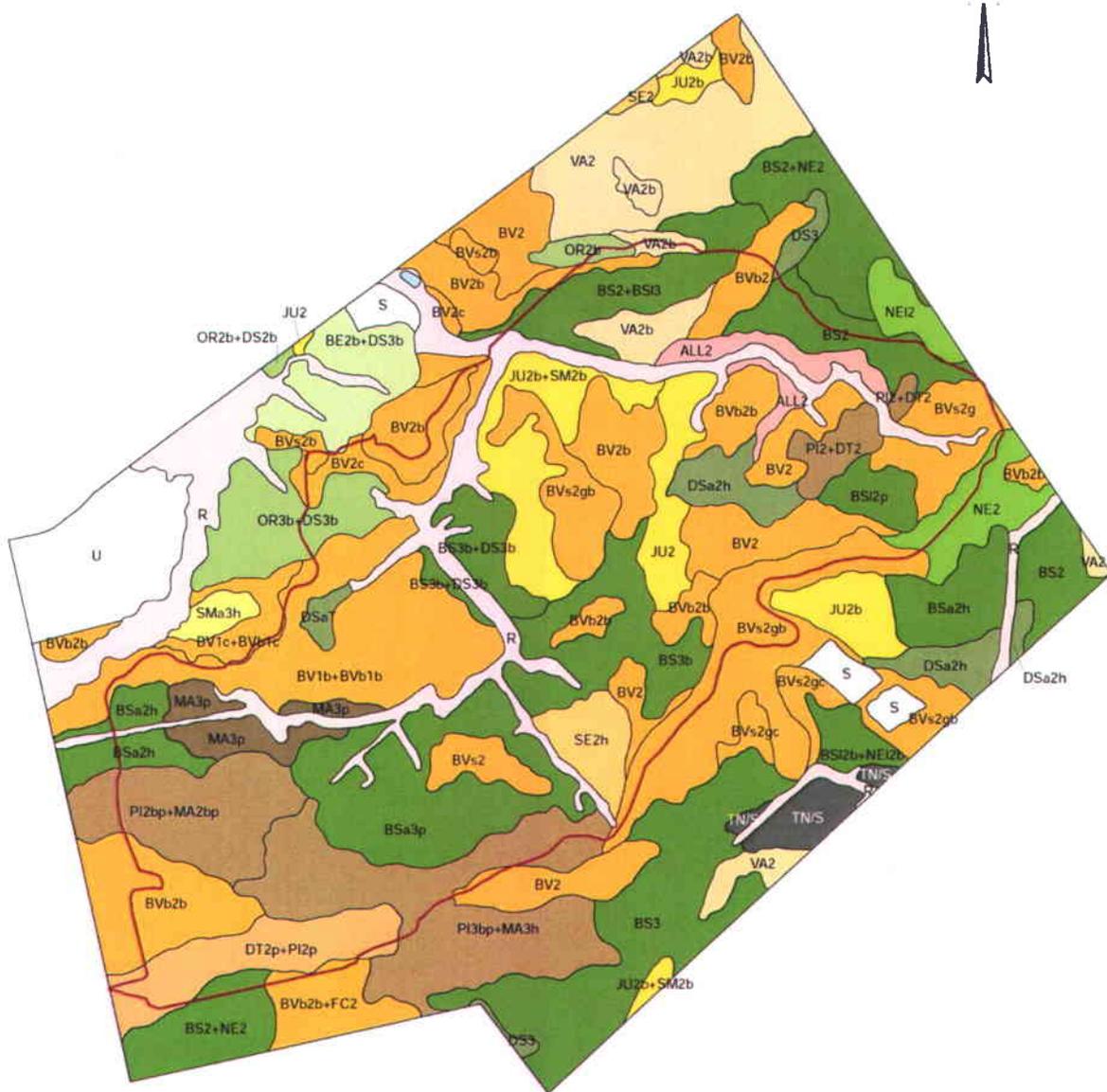


Figure A. 1: Carte des sols du bassin versant à l'étude

¹ Lamontagne, L., Martin, A. et Nolin, M. C. 2010. Étude pédologique du bassin versant du Bras d'Henri (Québec). Laboratoires de pédologie et d'agriculture de précision, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Service national d'information sur les terres et les eaux, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Québec, (Québec). 78 pp. + Annexes.

Tableau A. 4: Légende pour la carte des sols (Figure A. 1)

Symbole	Description
All2	Alluvions, loam sableux
BE2b + DS3b	Complexe de sols : Breault, loam sableux très fin, 3 - 8% de pente; Des Saûts, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BS2	Le Bras, loam sableux fin
BS2 + BS13	Complexe de sols : Le Bras, loam sableux fin; Le Bras, substratum loameux, loam limoneux
BS2 + NE2	Complexe de sols : Le Bras, loam sableux fin; Neubois, loam sableux fin
BS3	Le Bras, loam limoneux
BS3b	Le Bras, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BS3b + DS3b	Complexe de sols : Le Bras, loam limoneux; Des Saûts, loam limoneux, 3 - 8% de pente
BSa2h	Le Bras, variante calcaire, loam sableux fin humifère
BSa3p	Le Bras, variante calcaire, loam limoneux, légèrement à modérément pierreux
BS12b + NE12b	Complexe de sols : Le Bras, substratum loameux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente; Neubois, substratum loameux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
BS12p	Le Bras, substratum loameux, loam sableux, légèrement à modérément pierreux
BV1b + BVb1b	Complexe de sols : Beurivage, sable loameux, 3 - 8% de pente; Beurivage, variante brunisolique, sable loameux, 3 - 8% de pente
BV1c + BVb1c	Complexe de sols : Beurivage, sable loameux, 8 - 15% de pente; Beurivage, variante brunisolique, sable loameux, 8 - 15% de pente
BV2	Beurivage, loam sableux
BV2b	Beurivage, loam sableux, 3 - 8% de pente
BV2c	Beurivage, loam sableux, 8 - 15% de pente
BVb2	Beurivage, variante brunisolique, loam sableux
BVb2b	Beurivage, variante brunisolique, loam sableux, 3 - 8% de pente
BVb2b + FC2	Complexe de sols : Beurivage, variante brunisolique, loam sableux, 3 - 8% de pente; Fourchette, loam sableux
BVs2	Beurivage, squelettique-sableux, loam sableux
BVs2b	Beurivage, squelettique-sableux, loam sableux, 3 - 8% de pente
BVs2g	Beurivage, squelettique-sableux, loam sableux graveleux
BVs2gb	Beurivage, squelettique-sableux, loam sableux graveleux, 3 - 8% de pente
BVs2gc	Beurivage, squelettique-sableux, loam sableux graveleux, 8 - 15% de pente
DS3	Des Saûts, loam limoneux
DSa2h	Des Saûts, variante calcaire, loam sableux fin humifère
DSaT	Des Saûts, variante calcaire, tourbeux
DT2p + P12p	Complexe de sols : Dosquet, loam sableux, légèrement à modérément pierreux; Des Pins, loam sableux fin, légèrement à modérément pierreux
JU2	Saint-Jude, loam sableux
JU2b	Saint-Jude, loam sableux, 3 - 8% de pente
JU2b + SM2b	Complexe de sols : Saint-Jude, loam sableux, 3 - 8% de pente; Saint-Samuel, loam sableux, 3 - 8% de pente
MA3p	Mawcook, loam, légèrement à modérément pierreux
NE2	Neubois, loam sableux fin
NE12	Neubois, substratum loameux, loam sableux fin
OR2b	Des Orignaux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
OR2b + DS2b	Complexe de sols : Des Orignaux, loam sableux fin, 3 - 8% de pente; Des Saûts, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
OR3b + DS3b	Complexe de sols : Des Orignaux, loam limoneux, 3 - 8% de pente; Des Saûts, loam, 3 - 8% de pente
P12 + DT2	Complexe de sols : Des Pins, loam sableux fin; Dosquet, loam sableux
P12bp + MA2bp	Complexe de sols : Des Pins, loam sableux fin, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux; Mawcook, loam sableux, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux
P13bp + MA3h	Complexe de sols : Des Pins, loam limoneux, 3 - 8% de pente, légèrement à modérément pierreux; Mawcook, loam humifère
SE2	Séraphine, loam sableux fin
SE2h	Séraphine, loam sableux fin humifère
SMa3h	Saint-Samuel, variante calcaire, loam limoneux humifère
VA2	Valère, loam sableux fin
VA2b	Valère, loam sableux fin, 3 - 8% de pente
TN/S	Humisol torrique sur matériau sableux
R	Ravin
S	Sablère
U	Urbain

ANNEXE 4 : PHOTOS DU BASSIN VERSANT



Figure A. 2 : Perche et bouteilles pour l'échantillonnage



Figure A. 3 : Branche 15 près de la confluence en Octobre

ANNEXE 5 : LIBRAIRIE DE FONCTIONS MATLAB

Cette section présente les fonctions créées pour gérer les données d'entrée et de sortie de MHYDAS-Érosion et VFDM. Un travail de discrétisation du territoire en SU et RS est préalable. Les fonctions utilisent un système de clés et de classes pour attribuer les paramètres spatiaux en fonction des différentes conditions initiales. Les clés sont de petites matrices attribuant la valeur d'un paramètre en fonction d'une classe (par exemple, le paramètre A_s en fonction de la classe d'utilisation du territoire). Les classes sont des indicateurs spécifiques à chaque SU ou RS, provenant de la discrétisation (par exemple, le type de sol ou la pente).

Vérification des liens topologiques SU-SU et SU-RS

Tableau A. 5: Vérification des liens topologiques SU-SU et SU-RS

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>topoCheck.m</i>	S	Script mère faisant appel aux fonctions
<i>MHYDASorder.m</i>	F	Calcule l'ordre de Strhaler selon les liens topologiques d'un système et identifie les connexions circulaires
<i>Sutopocheck.m</i>	F	Trouve et indique l'emplacement des connexions circulaires entre SU utilisant <i>MHYDASorder.m</i>
<i>Rstopocheck.m</i>	F	Trouve et indique l'emplacement des connexions circulaires entre RS utilisant <i>MHYDASorder.m</i>
<i>vectoriseSU.m</i>	F	Crée les vecteurs nécessaires aux autres fonctions à partir de la matrice provenant du fichier Sudefs.dat
<i>vectoriseRS.m</i>	F	Crée les vecteurs nécessaires aux autres fonctions à partir de la matrice provenant du fichier RSdefs.dat

Tableau A. 6: Génération de la base de données pour MHYDAS-Érosion

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>Generate_files.m</i>	S	Script mère appelant toutes les fonctions pour créer et écrire les fichiers SUprops.dat RSprops.dat SUini.dat et run.dat
<i>change_As.m</i>	F	Change les valeurs de <i>As</i> (<i>Agregate stability</i>) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_CETImax.m</i>	F	Change les valeurs de <i>CETImax</i> (valeur maximale de CETI) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_Ks.m</i>	F	Change les valeurs de <i>Ks</i> (conductivité hydraulique à saturation) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_SUkr.m</i>	F	Change les valeurs de <i>Kr</i> (stabilité des rigoles) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_SUtauc.m</i>	F	Change les valeurs de <i>tauc</i> (cohésion du sol) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_SunMan.m</i>	F	Change les valeurs de <i>nman</i> (coefficient de Manning) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_hightplant.m</i>	F	Change les valeurs de <i>hightplant</i> (hauteur des plantes) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_surfcouv.m</i>	F	Change les valeurs de <i>surfcouv</i> (couverture végétative) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>change_theta.m</i>	F	Change les valeurs de <i>theta</i> (humidité résiduelle) de la matrice pour générer le fichier Suprops.dat
<i>genRSprops.m</i>	F	Génère le fichier RSprops.dat avec la matrice créée dans le script mère <i>Generate_files.m</i>
<i>genSUini.m</i>	F	Génère le fichier SUini.dat avec la matrice créée dans le script mère <i>Generate_files.m</i>

Tableau A. 7: Génération de la base de donnée pour MHYDAS-Érosion (suite)

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>genSUprops.m</i>	F	Génère le fichier SUprops.dat avec la matrice créée dans le script mère <i>Generate_files.m</i>
<i>genrainsources.m</i>	F	Génère le fichier rainsources.xml avec la matrice créée dans le script mère <i>Generate_files.m</i>
<i>genrun.m</i>	F	Génère le fichier run.xml avec la matrice créée dans le script mère <i>Generate_files.m</i>
<i>GenerateSynthRain</i>	S	Scripte mère appelant les fonctions pour créer les fichiers contenant les pluies synthétiques utilisées par MHYDAS-Érosion
<i>genSyntRainData.m</i>	F	Génère un fichier utilisé par MHYDAS-Érosion contenant une pluie synthétique en fonction d'un patron

Tableau A. 8: Statistiques de calage

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>Stats.m</i>	S	Script mère qui permet d'effectuer les statistiques de calage entre les valeurs de débit et flux sédimentaires simulées et celles observées. L'information est présentée sous forme de tableau et d'hydrogramme.
<i>findFile.m</i>	F	Trouve l'adresse d'un fichier dans un système de dossiers
<i>DebitQ.m</i>	F	Génère les observés en fonction de la courbe de tarage (débit/hauteur) propre au point d'observation
<i>linHydroSep.m</i>	F	Fais la séparation de l'hydrographe à l'aide de la méthode linéaire
<i>rainInfo.m</i>	F	Fonction optionnelle permettant d'observer la précipitation l'évènement voulu

Tableau A. 9: Intégration VFDM

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>genVFDMinput.m</i>	S	Script mère appelant les fonctions pour créer les fichiers d'entrée nécessaires à VFDM dans les dossiers contenant les sorties de MHYDAS-Érosion. Si voulu, le script peut aussi faire rouler VFDM, et ensuite génère les fichiers pouvant être utilisés dans un SIG dans ce cas, <i>Arcmap</i>)
<i>writeVFDMini.m</i>	F	Génère le fichier VFDMini.txt à l'endroit spécifié
<i>writeqsurface.m</i>	F	Génère le fichier qsurface.txt à l'endroit spécifié
<i>writeuhrb.m</i>	F	Génère le fichier uhrb.txt à l'endroit spécifié
<i>writeuhrb_parameters.m</i>	F	Génère le fichier uhrb_paramaters.txt à l'endroit spécifié
<i>writeVFDMoutputStats.m</i>	F	Génère le fichier VFDMfullStats.txt compilant les résultats de VFDM une fois la simulation terminée, dans le même dossier que les entrées

Tableau A. 10: Génération de la base de données pour visualisation SIG

Nom de la fonction/ du script	Fonction (F) ou script (S)	Description
<i>synthdataprocessing.m</i>	S	Script mère permettant de compiler les sorties de MHYDAS et de les convertir dans un format approprié pour un SIG
<i>findFile.m</i>	F	Trouve l'adresse d'un fichier dans système de dossiers
<i>RScompil.m</i>	F	Compile les sorties de MHYDAS-Érosipn pour chaque RS dans un dossier spécifié
<i>SUcompil.m</i>	F	Compile les sorties de MHYDAS-Érosipn pour chaque SU dans un dossier spécifié
<i>sort-nat.m</i>	F	Réarrange en ordre croissant des "cells" contenant des "strings"

ANNEXE 6 : QUANTITE DE PLUIE PAR PERIODE DE RETOUR POUR LEVIS EN 2012

Tableau A. 11 : Quantité de pluie par période de retour pour Lévis en 2012

Durée	2 ans (mm)	5 ans (mm)	10 ans (mm)	25 ans (mm)	50 ans (mm)	100 ans (mm)
5 min	6.1	7.9	9.1	10.6	11.7	12.9
10 min	9.1	12.1	14.1	16.6	18.4	20.3
15 min	11.1	15.2	17.9	21.3	23.8	26.3
30 min	15.5	20.7	24.1	28.4	31.7	34.9
1 h	20.2	25.8	29.5	34.2	37.6	41
2 h	26.6	34.8	40.1	47	52	57
6 h	37.5	48.4	55.6	64.7	71.4	78.1
12 h	46.7	58.2	65.7	75.3	82.5	89.5
24 h	55.1	67.1	75	85	92.5	99.9

Ces données peuvent être trouvées au: cfclimate.weather.gc.ca/prods_servs/engineering_e.html

