



INSTITUT DE RECHERCHE
ET DE DÉVELOPPEMENT
EN AGROENVIRONNEMENT

RAPPORT FINAL

OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE EN BASSINS VERSANTS AGRICOLLES RÉSEAU CHAMPLAIN, MAURICIE



Aubert Michaud, PhD

Jacques Desjardins, Mireille Dubuc, Ariane Drouin, Michèle Grenier,

Rapport présenté à la Direction de l'agroenvironnement et du développement durable,
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation

Date : Mars 2017

Projet IRDA # : 900067

L'IRDA a été constitué en mars 1998 par quatre membres fondateurs, soit le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) et le ministère de l'Économie, de l'Innovation et des Exportations (MEIE).

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement est une corporation de recherche à but non lucratif qui travaille à chaque année sur une centaine de projets de recherche en collaboration avec de nombreux partenaires du milieu agricole et du domaine de la recherche.

Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

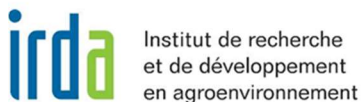
Notre vision

En 2016, l'IRDA est reconnu à l'échelle canadienne comme un chef de file en recherche, développement et transfert en agroenvironnement. L'IRDA se démarque par son approche intégrée et par le dynamisme de ses partenariats qui lui permettent d'anticiper les problèmes et de proposer des solutions novatrices répondant aux besoins des agriculteurs et de la société.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

PARTENAIRES



OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE EN BASSINS VERSANTS AGRICOLES
RÉSEAU CHAMPLAIN, MAURICIE

Présenté à :

**Direction de l'agroenvironnement et du développement durable,
Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation**
200, chemin Sainte-Foy, 10e étage
Québec (Québec) G1R 4X6

Préparé par :



Aubert Michaud, PhD
IRDA

LE RAPPORT PEUT ÊTRE CITÉ COMME SUIT :

Michaud, A.R., J. Desjardins, M. Dubuc, A. Drouin, M. Grenier. 2017. Rapport final de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles pour le réseau d'étude de la rivière Champlain, en Mauricie. Rapport de recherche. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Québec, Canada. 81 pages.

© Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)

Les résultats, opinions et recommandations exprimés dans ce rapport n'engagent aucunement le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec.

ÉQUIPE DE RÉALISATION DU PROJET

- Responsable scientifique et chargé de projet: Aubert Michaud, Ph. D., IRDA
- Jacques Desjardins, IRDA
- Mireille Dubuc, IRDA
- Ariane Drouin, IRDA
- Michèle Grenier, IRDA

COLLABORATEURS

- Magloire Tchouansi, Coordonnateur du projet rivière Champlain. Réseau Agriconseils Mauricie.
- Hélène Bernard, Conseillère en agroenvironnement, Direction régionale de la Mauricie, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.
- Sébastien Duchesne, Société d'aménagement et de mise en valeur du bassin de la Batiscan (SAMBBA);
- Nezha Hayani, Direction de l'agroenvironnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Prénom nom, Ph. D., IRDA ou autre

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Aubert Michaud

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)

2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 643-2380, poste 690

Courriel : aubert.michaud@irda.qc.ca

REMERCIEMENTS

Ce projet de recherche a été réalisé grâce à une aide financière accordée par la Direction de l'agroenvironnement et du développement durable du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. Des remerciements s'adressent également à l'IRDA qui a fourni une contribution importante dans le cadre de cette étude. Les auteurs remercient également les fermes participantes au projet, de même que l'appui technique fourni par le personnel du Réseau Agriconseils Mauricie, de la Direction régionale de la Mauricie du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et de la Société d'aménagement et de mise en valeur du bassin de la Batiscan.

Avant-propos

Ce document offre une synthèse des suivis hydrométriques et des actions agroenvironnementales entreprises dans les deux micro-bassins versants de l'*Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles* du réseau d'étude Champlain, en Mauricie, pour la période 2009-2015.

Les activités de recherche-action coordonnées par l'IRDA et financées par le MAPAQ avec la participation des comités locaux de bassins versants s'inscrivent dans le *Plan d'intervention agroenvironnemental sur les algues bleu-vert du gouvernement du Québec (2007-2017)* et le *Plan d'intervention agroenvironnementale sur les algues bleu-vert (ZIPP- Zones Prioritaires sur le Phosphore)*. Grâce aux dispositifs expérimentaux de l'*Observatoire*, le développement de connaissances spécifiques aux transferts diffus de sédiments, de nutriments et de microorganismes pathogènes vers les eaux de surface appuie les actions concertées des communautés rurales dans la mise en valeur de leurs bassins versants.

Résumé

L'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles de la rivière Champlain, en Mauricie, a permis une description détaillée du fonctionnement hydrologique des micro-bassins des rivières Brûlée et Noire, pour la période de 2009 à 2015. Le dispositif expérimental en bassins jumeaux a également permis de quantifier les effets d'une action concertée sur la qualité de l'eau de la rivière Brûlée (bassin Intervention) en utilisant les observations hydrométriques de la rivière Noire à titre de référence (bassin Témoin) au cours de deux périodes distinctes, soit précédant l'intervention (période de référence 2009-2011) et suivant cette dernière (période d'évaluation 2013-2015). Le dispositif de suivi hydrométrique, arrimant l'enregistrement en continu des débits et des signaux de conductivité et de turbidité, de même que le prélèvement et le dosage d'échantillons des eaux des micro-bassins, a mis en relief des différences significatives dans la répartition des écoulements de surface et souterrain, de même que dans les flux de sédiments et de nutriments des micro-bassins à l'étude. Ces signatures distinctes des réponses hydrologiques reflètent les influences des paysages, des propriétés de leurs sols, et des systèmes de production agricole en place dans les deux micro-bassins l'étude.

Les composantes du ruissellement de surface ont varié entre 25 et 30 % des hauteurs d'eaux annuelles exportées aux exutoires des ruisseaux. Ces épisodes de ruissellement ont généré des charges spécifiques annuelles de sédiments particulièrement élevées, atteignant plus de 1 T ha⁻¹ au micro-bassin Brûlée, reflétant l'intensification des systèmes de culture en cours de projet. En effet, la proportion des cultures de maïs et de soya au micro-bassin de la rivière Brûlée passait de 54% à 72% de sa superficie totale en culture entre 2010 et 2013, le même ratio passait de 16 à 36% à la rivière Noire au cours de la même période.

Au cours de la période d'évaluation 2013-2015, le dispositif d'étude en bassins jumeaux a néanmoins permis de détecter des réductions significatives des exportations de sédiments (-35%) et de phosphore (-33%) dans la rivière Brûlée (micro-bassin Intervention), comparativement aux flux observés au bassin Témoin. En effet, les flux spécifiques de sédiments et de phosphore observés à la rivière Brûlée passent de 1041 kg MES ha⁻¹ an⁻¹ et 2,3 kg P ha⁻¹ an⁻¹, respectivement, en période de référence en 2009-2011, pour atteindre 639 kg MES ha⁻¹ an⁻¹ et 1,3 kg P ha⁻¹ an⁻¹, en période d'évaluation en 2013-2015. Les flux de sédiments et de phosphore demeurent similaires au cours des mêmes périodes au bassin de la rivière Noire, dans l'ordre de 300 kg MES ha⁻¹ an⁻¹ et 0,90 kg P ha⁻¹ an⁻¹. Ces réductions des charges de sédiments et de phosphore de la rivière Brûlée sont attribuées au traitement systématique des foyers d'érosion diagnostiqués en période de référence sur les 20 fermes du bassin versant du micro-bassin de la rivière Brûlée. Le contrôle des foyers d'érosion au champ et en rive, l'aménagement des bandes riveraines, le retrait des animaux des cours d'eau, le reboisement de coulées et la pratique de culture sur résidus ont vraisemblablement tous contribué à des degrés divers à réduire les charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire de la rivière.

Des réductions dans les flux de sédiments de la rivière Brûlée non significatives lors des événements de fonte ou de précipitations les plus érosifs témoignent cependant de la limite fonctionnelle des aménagements hydro-agricoles. La capacité des bandes riveraines ou des

structures de captage à intercepter et retenir les sédiments est alors dépassée en raison d'une capacité de transport du ruissellement très élevée. Une implication pratique de cette limite fonctionnelle est toute la pertinence d'investir en amont dans des pratiques culturales au champ qui améliorent la condition physique des sols, favorisent l'infiltration de l'eau et protègent le sol de l'action érosive du ruissellement de surface. Dans le bassin de la rivière Brûlée par exemple, bien que le portrait des pratiques culturales témoigne d'une adoption généralisée de la culture sur résidus en grandes cultures, une proportion importante des superficies, en retour de culture de soya ou de maïs ensilage, demeure cependant vulnérable à fin de l'automne aux phénomènes d'érosion en raison d'un faible couvert de résidus. La valorisation des prairies et l'introduction de cultures de couverture intercalaires, ou implantées à la dérobée, sont des avenues qui conservent ainsi toute leur pertinence en Mauricie, dont les taux mesurés de pertes de sol par érosion hydrique demeurent parmi les plus élevés au Québec.

En ce qui a trait aux nitrates (NO_3) le suivi hydrologique témoigne de flux à la rivière Brûlée ($13\text{-}14 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) deux fois plus élevés que ceux observés à la rivière Noire ($6\text{-}7 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$). Cet important gradient a été associé à trois facteurs. D'une part, l'occupation agricole du territoire est relativement plus étendue dans le micro-bassin de la rivière Brûlée. Des écoulements souterrains relativement plus importants y favorisent également la migration des nitrates. Enfin, l'accumulation de reliquats de fertilisation dans le sol en fin de saison est avantagée dans le micro-bassin de la rivière Brûlée en raison de la prédominance de la culture de maïs grain. Dans le micro-bassin de la rivière Noire, le prélèvement de l'azote par les prairies à la fin de l'été et à l'automne tend plutôt à abaisser le stock d'azote disponible à l'exportation.

En marge du suivi de la qualité des eaux du bassin, une campagne d'échantillonnage des sols du micro-bassin Brûlée a aussi permis de comparer les teneurs et les formes de phosphore présentes en surface des champs en culture à celles observées en rive du cours d'eau. L'objectif de ce volet d'étude consistait à documenter les biodisponibilités respectives du P particulier des sols de champs et de rives afin d'utiliser ces signatures comme traceur de l'origine des fortes charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire du micro-bassin de la rivière Brûlée. Il a cependant été constaté que les biodisponibilités du P particulier du sol en rive étaient pour la plupart équivalentes, voire supérieures à celle des champs. L'explication plausible à une biodisponibilité élevée du P particulier du sol en rive tiendrait à l'enrichissement en phosphore au fil du temps, favorisé par l'écoulement préférentiel des eaux du champ vers la berge. Ces observations indiquent que l'érosion riveraine peut ainsi contribuer de façon significative aux exportations de P, caractérisées par un degré relativement élevé de biodisponibilité. Ce constat est cohérent avec la réduction tangible des exportations de sédiments et de phosphore détectée dans le cadre de cette étude, en réponse au contrôle des principaux foyers d'érosion diagnostiqués à l'échelle du micro-bassin versant. Les résultats de ce volet d'étude confirment par ailleurs l'intérêt et la faisabilité de proposer un nouvel indicateur de risque environnemental de perte de phosphore des sols agricoles qui reflète à la fois la réactivité chimique du P (actuellement déterminée par l'indice de saturation en P), de même que l'influence de la granulométrie du sol sur l'entraînement préférentiel des plus fines particules enrichies en phosphore biodisponible.

Table des matières

Avant-propos.....	5
Résumé	6
Table des matières.....	8
Liste des tableaux	9
Liste des figures.....	11
1 Introduction.....	13
2 Méthodologie.....	14
2.1 Description des sites d'étude	14
2.2 Dispositifs et protocoles expérimentaux.....	22
2.2.1 Dispositifs	22
2.2.2 Modes de traitement des données brutes et variables analysées	25
2.2.3 Débits.....	26
2.2.4 Répartition de l'écoulement selon le parcours de l'eau.....	26
2.2.5 Concentrations et flux de sédiments	29
2.2.6 Concentrations et flux de nutriments.....	29
2.2.7 Détection des changements de qualité de l'eau	32
2.2.8 Caractérisation des sources de sédiments et de phosphore.....	34
3 Résultats.....	37
3.1 Problématique et action agroenvironnementale	37
3.2 Suivi hydrologique.....	42
3.2.1 Hauteurs d'eau et débits.....	42
3.2.2 Concentrations et charges sédimentaires.....	46
3.2.3 Concentrations et charges de nutriments.....	51
3.2.4 Caractérisation des sources de sédiments et de phosphore.....	70
4 Conclusion	78
5 Références citées	80

Liste des tableaux

Tableau 1. Élévations et pentes dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.	16
Tableau 2. Série, texture et qualité du drainage des sols des bassins expérimentaux de la rivière Champlain.	17
Tableau 3. Occupation et utilisation du territoire des bassins expérimentaux de la rivière Champlain.	17
Tableau 4. Répartition des superficies cultivées dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.	18
Tableau 5. Distribution des taux de richesse en phosphore des sols en culture des micro-bassins des (analyses effectuées entre 2011 et 2013).....	19
Tableau 6. Répartition du niveau de richesse en phosphore des sols en culture (analyses effectuées entre 2011 et 2013).....	19
Tableau 7. Taux spécifiques moyens d'application de N et P total (engrais de ferme et de synthèse confondus) dans les micro-bassins de la rivière Champlain en 2013.	19
Tableau 8. Bilans des apports totaux en N et P à la surface du sol en excédent du prélèvement par les cultures en 2013.	19
Tableau 9. Besoins des cultures en N et P comblés par la valeur fertilisante efficace des engrais de ferme et de synthèse en 2013.	19
Tableau 10. Synthèse des activités d'entretien et de mesures aux stations de l' <i>Observatoire</i> pour la période d'avril 2013 à novembre 2015.....	25
Tableau 11. Synthèse du nombre et du type d'analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées aux stations de l' <i>Observatoire</i>	25
Tableau 12. Travaux réalisés dans le bassin Intervention de l'Observatoire, la rivière Brûlée (Tchouansi, 2014).....	39
Tableau 13. Stratification des écoulements de base et de crue pour les périodes de référence (septembre 2009 à octobre 2011) et d'évaluation (avril 2013 à novembre 2015) des micro-bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée.....	44
Tableau 14. Séparation des lames d'eau exportées aux exutoires des micro-bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en ses composantes d'écoulement souterrain et de ruissellement de surface dérivée de l'analyse du signal de conductivité électrique.	44
Tableau 15. Charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit de matières en suspension observées aux exutoires des bassins Noire et Brûlée au moyen des sondes multi-paramètres pour la période de référence 2009-2011 et la période d'évaluation 2013-2015.	47
Tableau 16. Coefficients de corrélation de Spearman entre les concentrations instantanées en nutriments (N, P et Ca) des eaux des rivières Noire et Brûlée avec les observations en continu des rivières pertinentes au débit, à la conductivité et à la turbidité.	56
Tableau 17. Modèles complets de régression linéaire expliquant la variabilité des observations instantanées de concentrations en phosphore, nitrates et calcium (variables expliquées) par le	

débit et autres paramètres de qualité mesurés en continu (conductivité, turbidité) pour les strates de débit de crue et de base	58
Tableau 18. Modèles réduits de régression linéaire expliquant la variabilité des observations instantanées de concentrations en phosphore, nitrates et calcium (variables expliquées) par le débit strates de débit de crue et de base.	58
Tableau 19. Concentrations moyennes pondérées pour le débit et charges spécifiques de MES, de phosphore, d'azote et de calcium estimées aux exutoires des bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015) dérivées des séries chronologiques issues des 32 modèles de régression linéaire propres à chaque variable, micro-bassin et strate de débit.....	61
Tableau 20. Lames d'eau, charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit en MES, phosphore, azote et calcium par strates de débits (crue vs base) et de saison (production vs hiver) estimées aux exutoires des bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015).....	61
Tableau 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le débit et les paramètres de qualité de l'eau de la rivière Brûlée (bassin Intervention), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (bassin témoin) en covariable.	64
Tableau 22. Propriétés physico-chimiques des sols de rive et de champ retenus pour la caractérisation des sources de sédiments et de phosphore au cours d'eau.....	71
Tableau 23. Propriétés physico-chimiques des suspensions constituées à partir des sols de rive et de champ du bassin versant de la rivière Brûlée.	74

Liste des figures

Figure 1. Localisation des micro-bassins de la rivière Noire (<i>Témoin</i>) et de la rivière Brûlée (<i>Intervention</i>).....	15
Figure 2. Paysages du bassin versant de la Rivière Noire (a) et de la Rivière Brûlée (b).	16
Figure 3. Utilisation du territoire du bassin de la rivière Noire.....	20
Figure 4. Utilisation du territoire du bassin de la rivière Brûlée.....	21
Figure 5. Entretien d'une sonde multi-paramètres (vue rapprochée) installée avec un dispositif de flottaison (en rouge) dans le tube de plastique perforé de pvc (en noir) à l'exutoire du micro-bassin de la rivière Noire.....	23
Figure 6. Le limnimètre et la sonde acoustique installés dans le cours d'eau permettent la mesure en continu du niveau d'eau et de la vitesse du courant toute l'année à l'exutoire du micro-bassin de la Brûlée.	23
Figure 7. Dispositif d'alimentation solaire et d'enregistrement électronique des mesures provenant des sondes, installé sur la rive dans le bassin de la rivière Champlain Brûlée.	24
Figure 8. Mesure du débit à l'aide de l'appareil <i>Flowtracker</i> dans le bassin de la rivière Champlain Noire.	24
Figure 9. Schéma du traitement des données du suivi hydrologique des micro-bassins de l' <i>Observatoire</i>	26
Figure 10. Exemple de variation de la turbidité et de la conductivité électrique en lien avec le débit sur 24 h. (Évènement du 3 novembre 2015, rivière Noire).....	28
Figure 11. Fluctuation sur 24 h de la turbidité et de la conductivité électrique en fonction de la hauteur d'eau exportée (Évènement du 3 novembre 2015, rivière Noire).	28
Figure 12. Localisation des échantillonnages composites de rives et de champs pour le volet d'étude sur la caractérisation des sources de sédiments et de phosphore.....	36
F.....	37
Figure 13. Échantillonnage de rives (a) et de champs (b) dans le bassin Brûlée lors de la caractérisation des sources de phosphore.	37
Figure 14. Précipitations, débits segmentés (écoulements de surface et souterrain) et charges journalières en MES durant la période de référence 2009-2011 dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.....	40
Figure 15. Détail des séries temporelles (15 min) de l'évènement du 17 novembre 2010 (Michaud et al., 2012a).....	40
Figure 16. Localisation et superficies des coulées argileuses aménagées par l'équipe de la ZIPP Champlain en cours de projet et superficies restantes à reboiser (Tchouansi, 2014).....	41
Figure 17. Séries chronologiques des débits spécifiques (ruissellement et écoulement souterrain) et des précipitations journalières observés aux stations des rivières Brûlée et Noire pour la période d'évaluation 2013-2015.....	43

Figure 18. Analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le débit hebdomadaire de la rivière Brûlée (micro-bassin <i>Intervention</i>), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable (micro-bassin <i>Témoin</i>).	45
Figure 19. Séries chronologiques des concentrations instantanées (15 minutes) en matières en suspension (MES) et des débits spécifiques observés aux stations de la rivière Noire et de la rivière Brûlée pour la période d'évaluation 2013-2015.....	46
Figure 20. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le flux hebdomadaire de matières en suspension relevé par sondage de la turbidité à l'exutoire de la rivière Brûlée (micro-bassin <i>Intervention</i>), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (micro-bassin <i>Témoin</i>) en covariable.	48
Figure 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur les concentrations et les flux instantanés de matières en suspension observées à l'exutoire de la rivière Brûlée (micro-bassin <i>Intervention</i>), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (micro-bassin <i>Témoin</i>) en covariable.....	49
Figure 22. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station de la rivière Noire pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.	53
Figure 23. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station de la rivière Brûlée pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.	54
Figure 24. Comparaison de l'évaluation des flux hebdomadaires de matières en suspension, P total, nitrates et calcium dans le bassin témoin (bassin Noire) et le bassin intervention (bassin Brûlée) de la rivière Champlain pour la période d'évaluation 2013-2015.	63
Figure 25. Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur les concentrations instantanées de phosphore total à la rivière Brûlée (bassin <i>Intervention</i>), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable.....	65
Figure 26. Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur les flux instantanés de phosphore total à la rivière Brûlée (bassin <i>Intervention</i>), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable.	66
Figure 27. Distribution des diamètres de particules des matières en suspension de la colonne d'eau de la rivière Brûlée observée à son exutoire (a) et conditions hydrologiques prévalant au moment des échantillonnages des crues à forte composition de ruissellement de surface (b).	73
Figure 28. Comparaison des distributions des concentrations en P total des suspensions de sol générées en laboratoire et des observations en rivières en fonction des teneurs en MES (a) et comparaison des biodisponibilités du P particulaire pour les mêmes échantillons (b).	73
Figure 29. Concentrations des matières en suspension (<53 µm) et spéciation du phosphore dans les suspensions de sols des 30 échantillons de rive et de champ prélevés dans le micro-bassin versant de la rivière Brûlée.....	75
Figure 30. Corrélations entre les formes de phosphore et les matières en suspensions présentes dans les suspensions de sols des 30 échantillons de rive et de champ prélevés dans le micro-bassin versant de la rivière Brûlée.....	76

1 INTRODUCTION

Ce rapport de recherche fait état des résultats obtenus dans le cadre de *l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles* (ou *Observatoire*) pour le réseau d'étude Champlain, en Mauricie.

Suivant un dispositif d'étude en bassins jumeaux, la démarche de suivi hydrologique retenue pour l'*Observatoire* est adaptée à la détection de réponses de la qualité de l'eau dans le temps en réponse aux actions agroenvironnementales entreprises dans le micro-bassin Intervention du réseau (rivière Brûlée) en utilisant les observations colligées à l'exutoire du micro-bassin Témoin (rivière Noire) à titre de balise. Trois étapes ont jalonnées le déroulement du projet:

- La période de référence (2009-2011) a permis la description des écoulements et de la qualité de l'eau à l'exutoire de chacun des bassins versants expérimentaux en lien avec les caractéristiques physiographiques, l'occupation du territoire et les systèmes de production agricole. Des relations significatives dans les régimes d'exportations de sédiments et de nutriments entre les bassins jumeaux ont également été établies, de façon à servir de balises dans la détection future de changements en réponse aux actions agroenvironnementales concertées dans le bassin Intervention.
- La période d'intervention, initiée en 2012, a été dédiée à la mise en œuvre d'actions concrètes de conservation des sols et de l'eau dans un des bassins jumeaux: le bassin Intervention.
- La reprise en 2013 du suivi de la qualité de l'eau aux exutoires des deux micro-bassins jumeaux avait pour objectif de détecter et de quantifier la réponse de la qualité de l'eau aux actions concertées dans les bassins Intervention. Les différences dans les exportations de sédiments et de nutriments des deux micro-bassins en période d'évaluation (2013-2015) sont alors comparées à celles de la période de référence afin de quantifier, de façon relative, le changement dans les taux d'exportation.

La première partie de ce document présente une description des micro-bassins à l'étude de même que la méthodologie employée dans le suivi et l'analyse de leur comportement hydrologique. En deuxième partie, les résultats des suivis hydrologiques des deux micro-bassins sont exposés, précédés d'une description de la problématique agroenvironnementale propre au bassin Intervention, de même que d'un bilan des actions agroenvironnementales entreprises par les différents acteurs régionaux en collaboration avec l'équipe de l'IRDA.

2 MÉTHODOLOGIE

Les dispositifs et protocoles expérimentaux mis en œuvre dans le réseau de l'*Observatoire* découlent d'expertises développées par l'équipe *Bassins versants* de l'IRDA dans le cadre de projets antérieurs dans diverses régions agricoles du Québec (Michaud et al., 2005; Michaud et al., 2009a; Michaud et al., 2009b). Ces projets ont permis une meilleure compréhension de la dynamique des transferts diffus de sédiments, des nutriments et microbes pathogènes vers les écosystèmes aquatiques en milieu agricole. Ils ont également permis de valider une approche d'évaluation des retombées environnementales d'actions concertées d'entreprises agricoles à l'échelle du bassin versant. Pour de plus amples informations sur l'application de ces dispositifs et protocoles expérimentaux, le lecteur est invité à consulter ces rapports de recherche, de même que le rapport de la période de référence 2009-2011 de l'*Observatoire* (Michaud et al., 2012a).

2.1 Description des sites d'étude

Les deux micro-bassins à l'étude sont des affluents de la rivière Champlain, localisée en Mauricie (Figure 1). Le bassin versant de la rivière Noire à l'étude (micro-bassin *Témoin*) couvre une superficie de 819,1 ha et chevauche les municipalités de Saint-Narcisse et de Saint-Luc-de-Vincennes. Le bassin versant de la rivière Brûlée (micro-bassin *Intervention*) couvre 957,7 ha et occupe la partie ouest de la municipalité de Saint-Maurice. Les paysages et le relief des deux bassins versants à l'étude sont similaires (Figure 2). L'inclinaison moyenne des pentes est de l'ordre de 2% (Tableau 1), à l'exception des coulées qui caractérisent le micro-bassin Brûlée, présentant des pentes de l'ordre de 45 %.

Sols et relief. Le Tableau 2 présente la distribution des séries de sols dominantes des deux micro-bassins à l'étude, de même que les matériaux parentaux, textures et classes de drainage qui leur sont associées. Dans l'ensemble, les sols sablonneux dominent les paysages des deux micro-bassins à l'étude, à l'exception de secteurs argileux couvrant respectivement 12 % et 20% des micro-bassins Brûlée et Noire. Au plan de la classe de drainage, les bassins se distinguent nettement, avec plus de 80% des sols du bassin Brûlée associés à une classe de drainage mauvais à imparfait, contre 39% pour le bassin de la Rivière Noire.

Occupation du territoire. Sur le plan de l'occupation des sols, le bassin Témoin (Rivière Noire) est un peu plus boisé, en proportion de 49 % de la superficie totale, que le bassin Intervention (Rivière Brûlée), à 41 % (Tableau 3, Figure 3 et Figure 4). Au cours de la présente étude (2009-2015), les deux micro-bassins à l'étude ont connu une baisse significative de leurs superficies en fourrages pérennes et la culture de la céréale à paille a disparu du paysage du micro-bassin de la rivière Brûlée. Le Tableau 4 témoigne de ces importants gradients dans les superficies en culture pour les années de référence 2010 et 2013. Dans le bassin Témoin, la proportion de la superficie en culture occupées par les prairies est passée de 73% en 2010 à 55% en 2013. Au bassin Brûlée, alors que la proportion des superficies en cultures annuelles était déjà deux fois moins importante qu'au bassin Noire en 2010 (35%), elle ne couvre plus que 23% de la superficie des champs en 2013. L'accroissement des superficies annuelles a profité essentiellement aux cultures de maïs et de soya, qui couvraient 72% des superficies en culture du bassin Brûlée en 2013, contre 36% au bassin Noire.

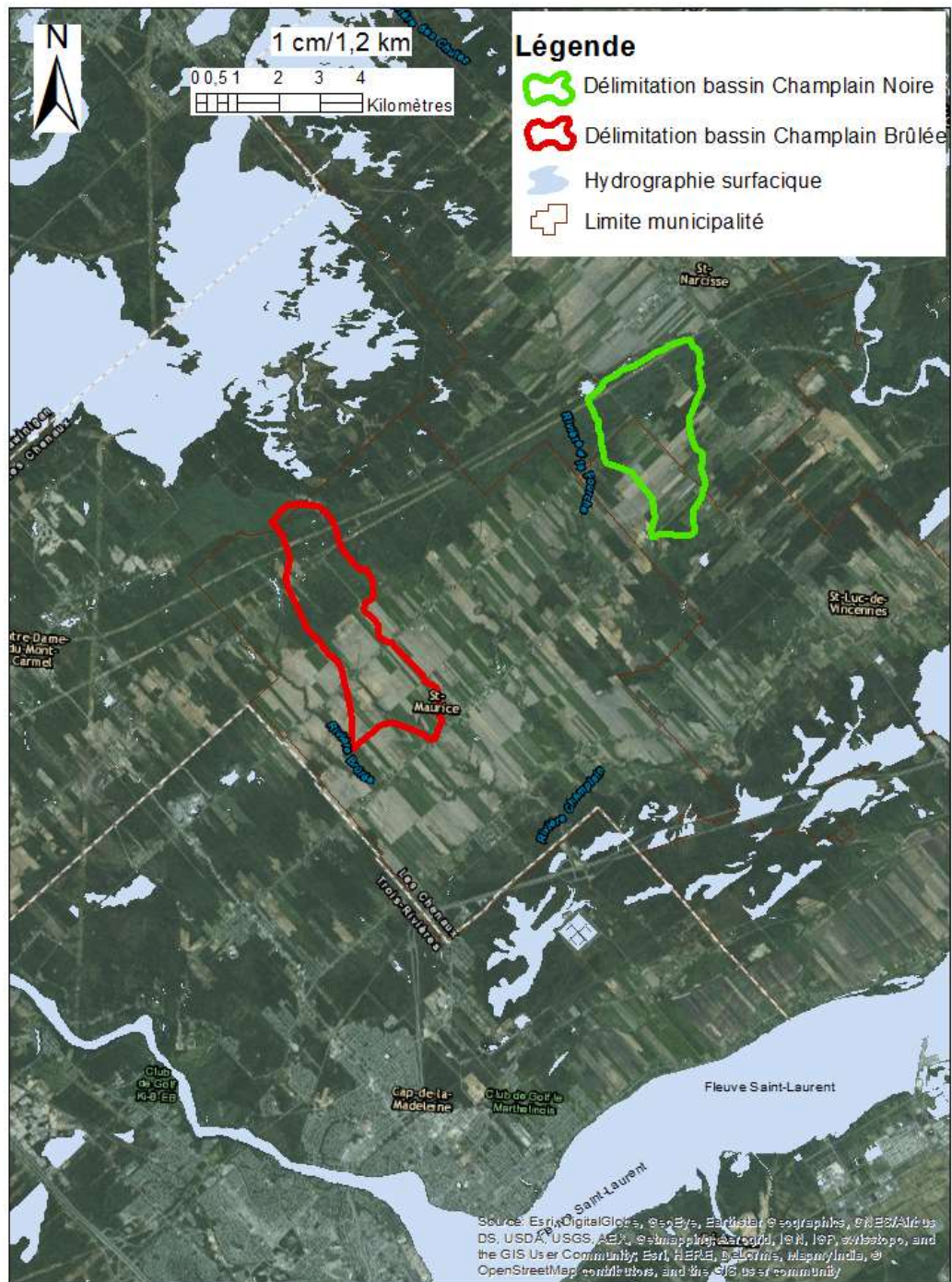


Figure 1. Localisation des micro-bassins de la rivière Noire (*Témoin*) et de la rivière Brûlée (*Intervention*).



Figure 2. Paysages du bassin versant de la Rivière Noire (a) et de la Rivière Brûlée (b).

Tableau 1. Élévations et pentes dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.

<i>Témoin</i>			<i>Intervention</i>		
Rivière Noire			Rivière Brûlée		
Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.
Élévation (m)					
47	120	72,45	39	160	71,37
Pentes (%)					
0	10,34	2,38	0	43,53	2,04

Source : Statistiques établies à partir d'un modèle numérique d'élévation (MNE) des Données numériques d'élévation du Canada (DNEC) de Ressources naturelles Canada (1:50 000).

Tableau 2. Série, texture et qualité du drainage des sols des bassins expérimentaux de la rivière Champlain.

Matériel parental	Série de sol	Texture	Drainage	Témoin		Intervention	
				Rivière Noire		Rivière Brûlée	
				ha	%	ha	%
Sols argileux	Courval	Sable limoneux	Imparfaitement drainé	65,8	8,03	173,22	18,09
Sols argileux	Sainte-Rosalie	Argile limoneuse	Imparfaitement drainé	160,27	19,57	116,93	12,21
Sols loameux	Chaloupe	Loam limoneux	Imparfaitement drainé	<i>np</i>	<i>np</i>	125,18	13,07
Sols loameux	Pontiac	Loam	Bien drainé	<i>np</i>	<i>np</i>	82,19	8,58
Sols sableux	Saint-Jude	Sable	Imparfaitement drainé	<i>np</i>	<i>np</i>	300,37	31,36
Sols sableux	Achigan	Sable fin	Imparfaitement drainé	61,9	7,56	28,4	2,97
Sols sableux	Morin	Sable limoneux	Très rapidement drainé	<i>np</i>	<i>np</i>	35,48	3,70
Sols sableux	Aston	Sable limoneux	Mal drainé	32,28	3,94	39,33	4,11
Sols graveleux	Saint-Faustin	Loam sableux caillouteux	Très rapidement drainé	127,68	15,59	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols graveleux	Mont-Rolland	Loam sableux	Très rapidement drainé	0,83	0,10	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols issus de dépôts de tills	Sainte-Agathe	Loam sableux	Bien drainé	355,41	43,39	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols sableux	Lanoraie	Sable fin	Bien drainé	8,55	1,04	<i>np</i>	<i>np</i>
Sols divers	Étendue d'eau	<i>np</i>	<i>np</i>	0,11	0,01	1,62	0,17
Sols divers	Alluvions non différenciées	À textures variables	Ne s'applique pas	<i>np</i>	<i>np</i>	54,98	5,74
Sols divers	Affleurements rocheux	<i>np</i>	<i>np</i>	6,31	0,77	54,98	5,74
Total				819,14	100	957,7	100

Tableau 3. Occupation et utilisation du territoire des bassins expérimentaux de la rivière Champlain.

Bassins expérimentaux de la rivière Champlain	Témoin		Intervention	
	Rivière Noire		Rivière Brûlée	
	ha	% du total	ha	% du total
Eau	0,11	0,01	1,6	0,17
Forêt	402	49	396	41
Gravière	0,38	0,05	3,1	0,32
Ligne de transport d'énergie	27	3,3	17	1,7
Friche	4,6	0,56	<i>np</i>	<i>np</i>
Centre urbain	<i>np</i>	<i>np</i>	15	1,6
En culture	386	47	526	55
Superficie totale du bassin	819	100	958	100

Sources : BDCA, 2013 (Financière agricole du Québec) et carte écoforestière (Ministère des Ressources naturelles du Québec).

Tableau 4. Répartition des superficies cultivées dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.

Cultures	Rivière Noire		Rivière Brûlée	
	2010	2013	2010	2013
Maïs	9%	18%	18%	48%
Soya	7%	18%	36%	24%
Céréale	10%	9%	9%	0%
Prairie	73%	55%	35%	23%
Maraîcher	0%	0%	3%	0%
Pâturage	0%	0%	0%	4%

Richesse des sols et bilans des apports. La richesse des sols et les bilans des apports en azote (N) et en phosphore (P) ont été colligés sur la base des plans de fertilisation des entreprises agricoles du bassin versant pour l'année de référence 2013. Les Tableaux 5 et 6 présentent la distribution des richesses de sol en P et celle des indices de saturation des sols en P (ISP) des deux secteurs d'étude. Globalement, les sols des bassins ont des distributions similaires, reflétant des enrichissements modestes en phosphore. Aucun champ des bassins à l'étude n'atteint le seuil critique environnemental de saturation en P retenu par le REA, soit 13,1% pour les sols des bassins à texture dominante grossière (MDDELCC, 2016).

Au plan des apports totaux de N et de P, engrais de ferme et de synthèse confondus, le bassin de la rivière Noire se distingue à la hausse par rapport au bassin de la rivière Brûlée (Tableau 7). Les bilans des apports en N et P résultants (apports totaux – prélèvement des cultures) sont excédentaires dans les deux micro-bassins, à l'avantage du micro-bassin Noire (Tableau 8). Au final, les besoins des cultures en azote (valeur fertilisante des apports/recommandation agronomique) sont rencontrés suivant des proportions équivalentes dans les deux micro-bassins, soit dans l'ordre de 76-79% pour l'azote (Tableau 9). Les valeurs fertilisantes des engrais de ferme et de synthèse appliqués dans les micro-bassins excèdent marginalement les besoins des cultures (12-15%).

Tableau 5. Distribution des taux de richesse en phosphore des sols en culture des micro-bassins des (analyses effectuées entre 2011 et 2013).

Analyse (kg PM-3/ha)	% des superficies en culture	
	Bassin Noire	Bassin Brûlée
0-50	4%	0%
51-100	88%	19%
101-150	8%	65%
151-200	0%	12%
201-300	0%	4%
301-400	0%	0%
401 et +	0%	0%

Tableau 6. Répartition du niveau de richesse en phosphore des sols en culture (analyses effectuées entre 2011 et 2013).

Analyse ISP (%)	% des superficies en culture	
	Bassin Noire	Bassin Brûlée
0 - 2,5	9%	3%
2,6 - 5,0	78%	82%
5,1 - 10,0	14%	14%
10,1 - 15,0	0%	0%
15,1 - 20,0	0%	0%
20,1 et +.	0%	0%

Tableau 7. Taux spécifiques moyens d'application de N et P total (engrais de ferme et de synthèse confondus) dans les micro-bassins de la rivière Champlain en 2013.

Élément fertilisant	Bassin Noire	Bassin Brûlée
Élément fertilisant en N	144 kg N ha ⁻¹	117 kg N ha ⁻¹
Élément fertilisant en P ₂ O ₅	77 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	62 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹

Tableau 8. Bilans des apports totaux en N et P à la surface du sol en excédent du prélèvement par les cultures en 2013.

Élément fertilisant	Bassin Noire	Bassin Brûlée
Excédent des exportations en N	38 kg N ha ⁻¹	6 kg N ha ⁻¹
Excédent des exportations en P ₂ O ₅	42 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹	24 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹

Tableau 9. Besoins des cultures en N et P comblés par la valeur fertilisante efficace des engrais de ferme et de synthèse en 2013.

Élément fertilisant	Bassin Noire	Bassin Brûlée
Besoins en N	79%	76%
Besoins en P ₂ O ₅	112%	115%

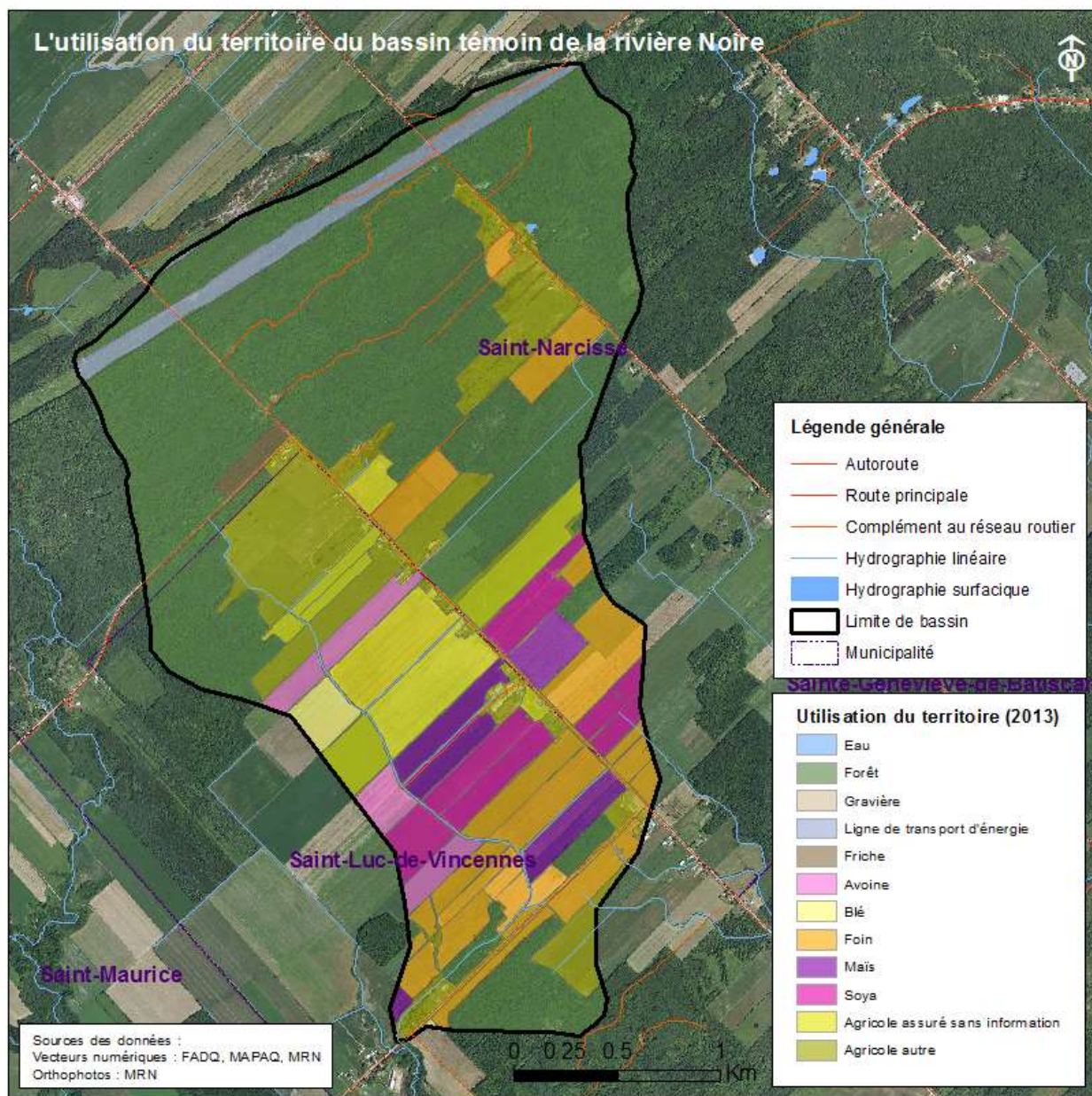


Figure 3. Utilisation du territoire du bassin de la rivière Noire.

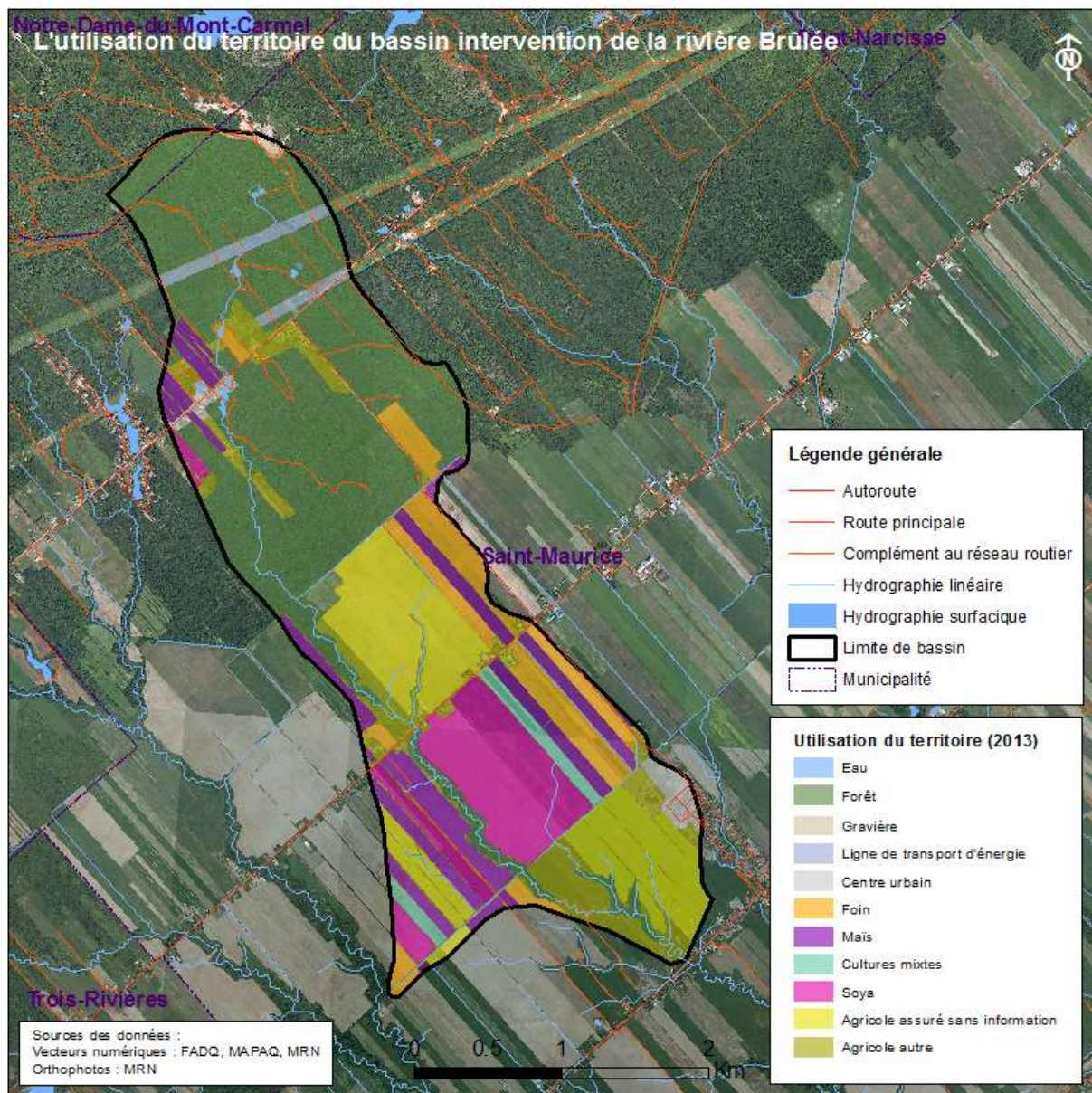


Figure 4. Utilisation du territoire du bassin de la rivière Brûlée.

2.2 Dispositifs et protocoles expérimentaux

Les dispositifs et protocoles mis en place en 2009 dans le cadre du réseau de l'*Observatoire* sont spécifiquement adaptés à la détection de réponses de la qualité de l'eau dans le temps. Le dispositif repose sur un couple de micro-bassins *Témoin* et *Intervention*, de même que sur deux périodes de suivi hydrométrique, soit la période de *Référence*, précédant les interventions (2009-2011) et *Évaluation*, suivant l'introduction progressive des interventions (2012-2015). Le recours à deux périodes distinctes et à un bassin *Témoin* permet d'évaluer l'impact des actions agroenvironnementales entreprises au micro-bassin *Témoin* malgré la très grande variabilité interannuelle des conditions hydrologiques associées au climat québécois.

2.2.1 Dispositifs

Les stations hydrométriques et de suivi de la qualité de l'eau sont composées de plusieurs instruments localisés aux abords et dans le cours d'eau. Les visites régulières aux sites permettent d'entretenir les équipements (Figure 5), de procéder aux mesures de débits, d'échantillonner les eaux des ruisseaux et de récupérer les données enregistrées par les instruments, incluant :

- les sondes à pression (limnimètre), qui enregistrent la hauteur de la colonne d'eau;
- les sondes acoustiques, qui enregistrent la vitesse de l'écoulement de l'eau;
- les sondes multi-paramètres, qui enregistrent la turbidité, la conductivité électrique et la température de l'eau;
- les stations météorologiques, qui enregistrent la température et les précipitations.



Figure 5. Entretien d'une sonde multi-paramètres (vue rapprochée) installée avec un dispositif de flottaison (en rouge) dans le tube de plastique perforé de pvc (en noir) à l'exutoire du micro-bassin de la rivière Noire.



Figure 6. Le limnimètre et la sonde acoustique installés dans le cours d'eau permettent la mesure en continu du niveau d'eau et de la vitesse du courant toute l'année à l'exutoire du micro-bassin de la Brûlée.

Les sondes à pression et acoustiques sont généralement installées au centre de la section d'écoulement (Figure 6), alors que la sonde multi-paramètres, munie de dispositifs de flottaison, est insérée à l'intérieur d'un tube de plastique perforé et installée près de la rive (Figure 5). Les sondes multi-paramètres sont retirées du cours d'eau avant la mise en place du couvert de glace et réinstallées à la fin de l'hiver (fin mars). Cette installation implique généralement le dégagement manuel du couvert de glace. Les jaugages et échantillonnages ponctuels se poursuivent toutefois pendant la période hivernale. Le panneau solaire ainsi que les dispositifs électroniques d'enregistrement des mesures sont installés sur la rive (Figure 7).

Chaque station fait l'objet d'un entretien selon un intervalle moyen de trois à quatre semaines. L'équipe terrain nettoie alors les sondes, les calibre, et en extrait les données. La section du cours d'eau est nettoyée au besoin (sédiments, végétation, glace). Un jaugage du débit est effectué à l'aide d'un moulinet hydrométrique de type *Flowtracker* (Figure 8) et un échantillon d'eau est prélevé et ramené au laboratoire pour l'analyse de sa qualité. En période hivernale, l'équipe terrain brise la glace ou la perce afin de procéder aux mesures de débit et à

l'échantillonnage. L'échantillonnage de la qualité de l'eau est complété par un collaborateur local en période de crue. Le nombre d'échantillons prélevés varie entre les sites d'étude en fonction de la distribution des périodes d'activité hydrologique plus intenses. Le tableau 10 présente une synthèse des visites d'entretien des stations et des mesures hydrométriques qui ont été effectuées aux stations durant la période 2013-2015. Le tableau 11 rapporte pour sa part le nombre et le type d'analyses qui ont été effectuées dans chacun des bassins de l'*Observatoire* au cours de la même période. Pour l'ensemble du réseau Champlain, un total de 470 échantillons ont été prélevés en 2013-2015 et dosés dans les laboratoires de l'IRDA pour l'analyse physico-chimique.



Figure 7. Dispositif d'alimentation solaire et d'enregistrement électronique des mesures provenant des sondes, installé sur la rive dans le bassin de la rivière Champlain Brûlée.

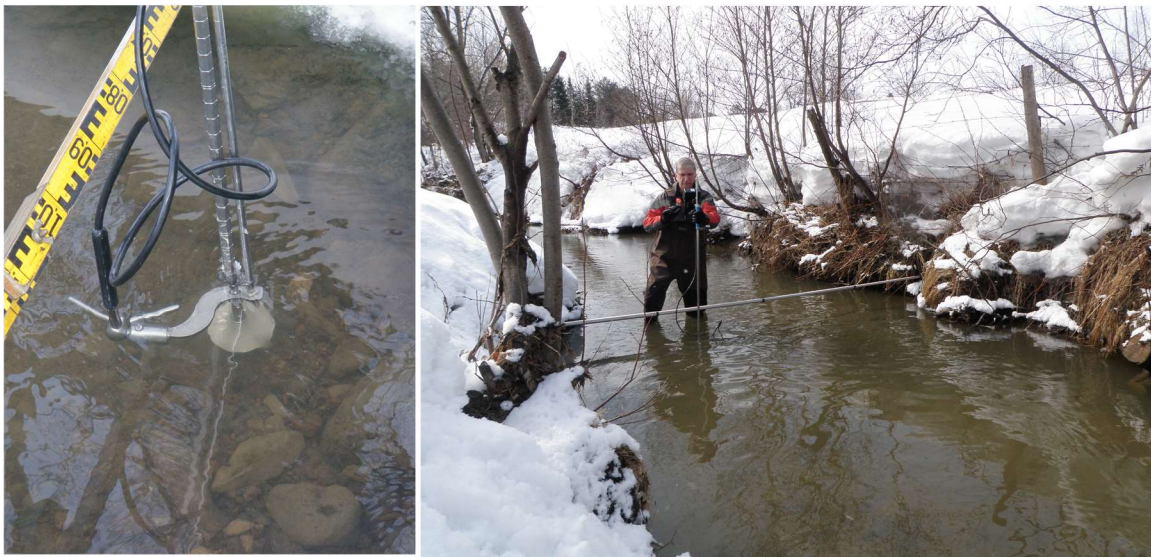


Figure 8. Mesure du débit à l'aide de l'appareil *Flowtracker* dans le bassin de la rivière Champlain Noire.

Tableau 10. Synthèse des activités d'entretien et de mesures aux stations de l'*Observatoire* pour la période d'avril 2013 à novembre 2015.

Micro-bassin	Bassin versant	Région	Mesures et entretien des sites avril 2013 à novembre 2015
Rivière Noire	Champlain	Mauricie	47
Rivière Brûlée			47

Tableau 11. Synthèse du nombre et du type d'analyses physico-chimiques et bactériologiques effectuées aux stations de l'*Observatoire*.

Micro-bassin	Bassin versant	Région	Nombre d'échantillons Période de référence 2009-2011		Nombre d'échantillons Période d'évaluation 2013-2015	
			Physico-chimie	E. Coli	Physico-chimie	E. Coli
Rivière Noire	Champlain	Mauricie	111	15	126	28
Rivière Brûlée			111	15	122	28

2.2.2 Modes de traitement des données brutes et variables analysées

Les données brutes recueillies sur le terrain permettent d'établir plusieurs types de résultats utiles à l'interprétation du fonctionnement hydrologique des bassins versants, de même qu'à l'évaluation de la réponse de la qualité de l'eau aux actions concertées menées dans les bassins *Intervention*, incluant:

- l'intensité des débits et leur évolution au cours de l'année (débits instantanés et journaliers);
- la provenance de l'eau (segmentation des flux selon le parcours hydrologique de surface ou souterrain);
- la répartition des débits par « strates » de débits (écoulement de base vs crue) et des saisons;
- les charges en matières en suspension (MES) et en éléments fertilisants exportées;
- la qualité microbiologique de l'eau (coliformes).

La figure 9 illustre les différentes étapes du traitement des données associées au suivi hydrologique des micro-bassins versants à l'étude.

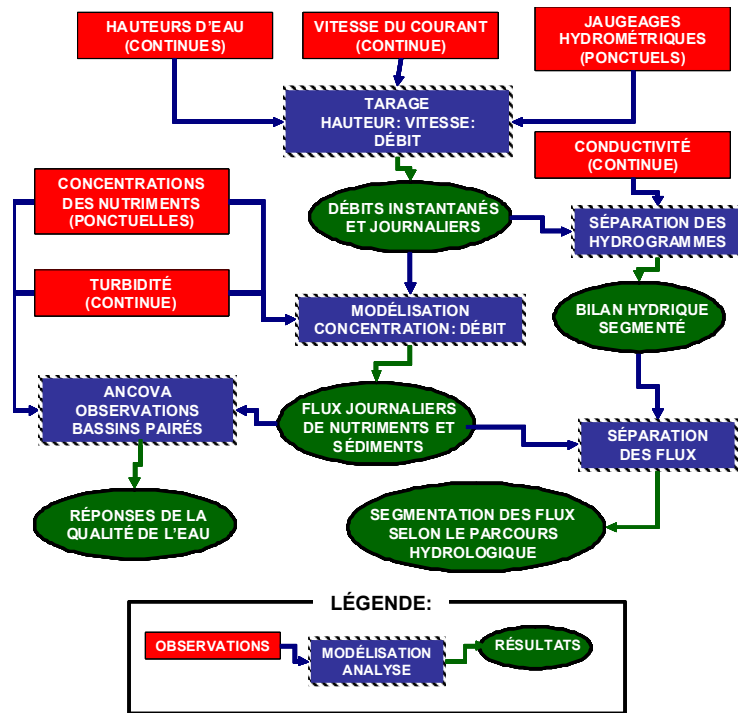


Figure 9. Schéma du traitement des données du suivi hydrologique des micro-bassins de l'*Observatoire*.

2.2.3 Débits

Les débits instantanés (aux 15 minutes) et journaliers sont établis à partir d'un protocole de tarage hauteur-vitesse-débit¹. Les mesures de vitesse du courant permettent d'ajuster la courbe de tarage hauteur-débit en cas de refoulement du débit. La présence de couvert de glace en conditions hivernales, la végétation abondante en été et la présence de barrage de castors sont les principaux facteurs qui ont été pris en considération dans le dépouillement des données au cours de la période d'étude. Pour les besoins des comparaisons entre les bassins à l'étude, les estimations de débits sont traduites en **hauteurs spécifiques d'eau exportée** (mm) ou en **débits spécifiques** ($l\ s^{-1}\ ha^{-1}$) pour une période de temps donnée (jour, mois ou année).

2.2.4 Répartition de l'écoulement selon le parcours de l'eau

En s'appuyant sur les mesures de conductivité électrique et de débits des ruisseaux, les flux d'eau sont séparés selon leur cheminement de surface (ruissellement) ou souterrain (drainage artificiel et résurgence au ruisseau). Cette détermination est fondée sur le principe que l'eau qui s'est infiltrée dans le sol se charge de minéraux et présente une conductivité électrique plus élevée que l'eau qui a rejoint le ruisseau par les voies de surface.

¹ Ce protocole s'inspire de celui utilisé au Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). Il permet d'établir une relation stable entre les hauteurs d'eau (mesurées toutes les 15 minutes) et les débits mesurés ponctuellement tout au long de l'année et dans des conditions contrastées.

Le dépouillement des courbes conductivité : débit permet dès lors de détecter le déclenchement du ruissellement de surface puis d'en quantifier la contribution à l'écoulement global du ruisseau au pas de temps de 15 minutes suivant une approche de calcul du bilan de masse (Michaud et al., 2009a).

Les figures 10 et 11 présentent à titre d'exemple les observations de la crue du 3 novembre 2015 à la rivière Noire. La figure 10 illustre la variation du débit, de la turbidité et de la conductivité électrique de l'eau à l'exutoire du bassin *Témoin* en fonction du temps. En régime d'écoulement de base, le débit est à son plus bas et la conductivité à son maximum. En réponse à la crue des eaux, la conductivité diminue avec l'apport croissant de ruissellement de surface, alors que la turbidité augmente. En décrue, une forte turbidité témoigne du caractère érosif de l'évènement, alors qu'une faible turbidité révèle l'origine, à dominance souterraine, des eaux qui atteignent l'exutoire du ruisseau.

La proportion de l'eau d'origine souterraine par rapport à l'écoulement total est exprimée sur la base des ratios observés dans les conductivités électriques de l'eau suivant l'équation suivante :

$$QB_i = \frac{Q_i (C_i - C_{min})}{CB_i - C_{min}}$$

où:

QB_i = Hauteur d'eau associée à un écoulement souterrain au temps « i »

(mm jour⁻¹);

Q_i = Hauteur d'eau journalière totale au temps « i » (mm jour⁻¹);

C_i = Conductivité au temps « i » (μS/cm);

C_{min} = Conductivité de référence du ruissellement de surface (μS/cm);

CB_i = Conductivité de l'écoulement de base au temps « i » (μS/cm).

Les observations colligées témoignent de la robustesse de l'approche de séparation des hydrogrammes utilisée, dans la mesure où les différentes crues sont à l'origine de patrons similaires dans l'évolution de la conductivité en fonction du débit. La relation conductivité : débit demeure en effet relativement insensible au phénomène d'hystérésis (taux de variation semblables en montée de l'hydrogramme comme en décrue), ce qui démontre que l'approche de séparation est applicable tant en montée de l'hydrogramme qu'en récession du débit (figure 11).

La figure 11 illustre par ailleurs le phénomène d'hystérésis typiquement associé à la variation de la turbidité. Celle-ci commence par augmenter fortement dès le début de l'évènement, puis culmine généralement avec le débit de pointe. Cette progression témoigne du pouvoir érosif croissant du ruissellement de surface lors de la montée des eaux. En décrue, l'écoulement souterrain contribue à une proportion croissante du débit, avec une réduction proportionnelle de la contribution du ruissellement de surface et de son action érosive. Ainsi, la teneur en sédiments de l'eau du ruisseau est moins élevée en récession qu'en montée de l'hydrogramme, pour un débit équivalent.

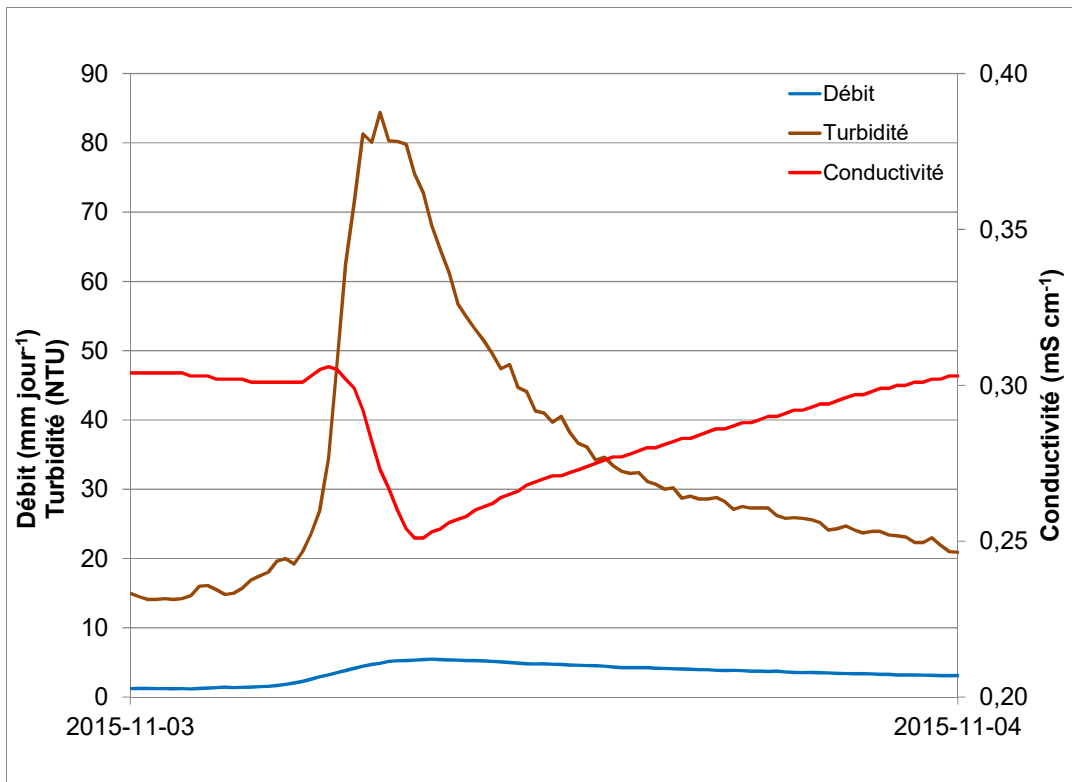


Figure 10. Exemple de variation de la turbidité et de la conductivité électrique en lien avec le débit sur 24 h. (Évènement du 3 novembre 2015, rivière Noire).

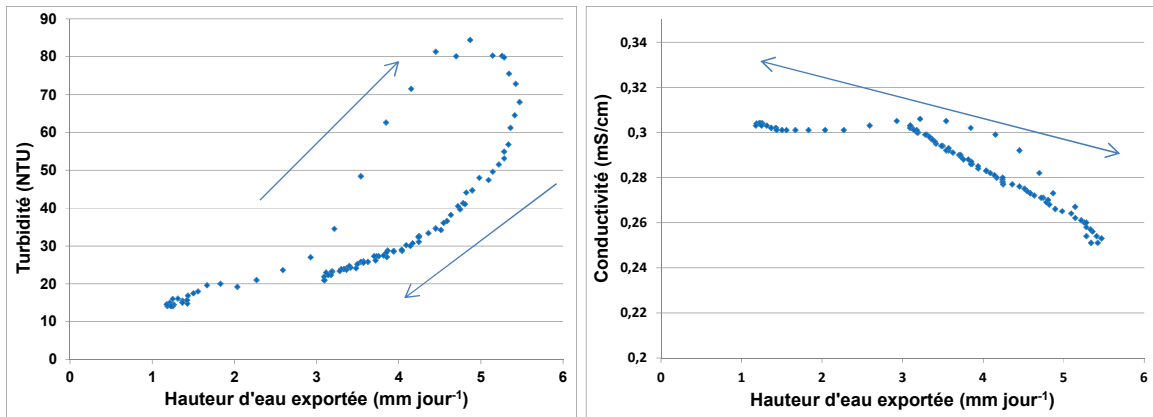


Figure 11. Fluctuation sur 24 h de la turbidité et de la conductivité électrique en fonction de la hauteur d'eau exportée (Évènement du 3 novembre 2015, rivière Noire).

2.2.5 Concentrations et flux de sédiments

Les exportations de matières en suspension (MES) sont calculées à l'aide des données de turbidité des sondes multi-paramètres ainsi qu'avec les dosages en laboratoire des matières en suspension (MES) des échantillons d'eau prélevés aux exutoires des bassins versants. Une régression linéaire est établie entre les concentrations en MES des échantillons (variable expliquée) et les valeurs de turbidité de la sonde (variable explicative) lues au même moment. Les charges en MES exportées sont ensuite calculées en associant la série temporelle des concentrations en MES avec celle du débit au pas de temps de 15 minutes. Pour la période où les sondes multi-paramètres doivent être retirées en raison du risque de bris en lien avec les froids extrêmes (décembre à mars), les concentrations en MES sont estimées à partir des observations de débits instantanés. Un modèle de régression linéaire expliquant les teneurs instantanées en MES colligées au cours de la période d'étude par les variations du débit est alors mis à profit. La méthode est similaire à celle retenue pour la modélisation des flux de nutriments (Ca, N, P) à partir des observations instantanées de concentrations et décrite ci-après.

2.2.6 Concentrations et flux de nutriments

Les concentrations et les flux en nutriments ont été estimés au pas de temps de 15 minutes suivant une approche statistique de régression linéaire développée par l'équipe de l'IRDA et spécifiquement adaptée au protocole expérimental de suivi hydrométrique mis en place aux exutoires des ruisseaux à l'étude. La méthode met à profit la mesure du débit et sa variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu afin d'expliquer les concentrations ponctuelles en nutriments des échantillons dosés au laboratoire.

Dosages des échantillons d'eau au laboratoire. La qualité de l'eau des échantillons prélevés ponctuellement aux exutoires des micro-bassins à l'étude a été évaluée suivant trois protocoles de déterminations:

- Un dosage physico-chimique a été systématiquement réalisé sur l'ensemble des échantillons d'eau afin de mesurer les concentrations en azote ammoniacal (N-NH_4), nitrates (N-NO_3), phosphore total, calcium (Ca) et autres éléments majeurs et mineurs en solution (Greenberg et al., 1992a, b, c, d; Murphy et Riley, 1962; Sharpley et al., 1991).
- Pour certains échantillons, sélectionnés afin de bien représenter les différentes strates de débit, une spéciation des formes de phosphore a été déterminée en laboratoire. Les concentrations en P biodisponible, P réactif soluble (principalement sous forme d'orthophosphates) et P total dissous ont alors été mesurés, en complément de la détermination de la concentration en P total. Cette spéciation des formes de phosphore permet de mettre en évidence la variabilité des formes de P et sa biodisponibilité potentielle selon le bassin versant, la saison ou la voie hydrologique empruntée (surface vs souterraine).
- Enfin, un nombre plus restreint d'échantillons ont aussi été analysés afin de déterminer leurs teneurs en coliformes fécaux (E. Coli) et en coliformes thermotolérants au

laboratoire de l'IRDA. Suivant leur prélèvement, ces échantillons étaient rapidement acheminés au laboratoire et dosés en moins de 48 heures.

Modélisation des concentrations et des flux de nutriments. Par définition, le flux d'un élément donné est le produit instantané du débit et de sa concentration. Aux stations hydrométriques de l'*Observatoire*, rappelons que le débit et les signaux géochimiques sont mesurés de façon continue et que la concentration en nutriments est plutôt mesurée de façon ponctuelle, au moyen de la prise et du dosage des échantillons d'eau au laboratoire. L'estimation des flux en continu des nutriments aux exutoires des micro-bassins au cours de l'ensemble de la période d'étude doivent donc ainsi faire l'objet d'une modélisation statistique.

Une pratique courante dans l'estimation des flux de nutriments et mise en œuvre antérieurement dans les micro-bassins du réseau de l'*Observatoire* consiste à développer des modèles de régression exprimant le paramètre de concentration de qualité de l'eau (P total, nitrates, etc) en fonction du débit du cours d'eau et de la saison. La relation développée est ensuite mise à profit dans les calculs d'interpolation des flux (valeurs prédites), entre les jours ou des valeurs observées sont disponibles. L'incertitude de cette interpolation est estimée suivant une approche de validation croisée (Jack knife) où la capacité du modèle à exprimer la valeur de chacune des observations, retirées une à une, est évaluée. Pour les bassins de la taille de la présente étude, le critère de qualité de l'ajustement du modèle d'estimation des flux (CV) est fixé à 0,20. (Walker, 1998). Tel que rapporté antérieurement (Michaud et col., 2012a), ce critère d'ajustement des modèles était à peine rencontré en période de référence dans le micro-bassins de la Brûlée avec un cv de 0.178 pour le phosphore total.

Cette performance mitigée de l'approche de modélisation basée sur le débit a été constatée malgré un nombre élevé d'observations dans la strate de crue et la strate d'écoulement de base des ruisseaux à l'étude. Les réponses hydrologiques de forte amplitude et de courte durée, conditionnées par des bassins de faible superficie, expliquerait en partie cette contre-performance, particulièrement pour les paramètres de nature particulière (P total, MES) fortement influencés par les processus de ruissellement de surface. Des tests d'optimisation de la stratégie d'échantillonnage (résultats non présentés) démontrent qu'une amélioration tangible du coefficient de variation (CV) ne pouvait être atteinte par un ciblage optimal des campagnes de prélèvements. Il était alors conclu que la seule contribution des variations de débits ne suffisait pas à la tâche dans l'interpolation des observations de concentrations avec un degré acceptable d'incertitude.

Une méthode originale de prédiction des concentrations instantanées a ainsi été développée pour les fins du projet, mettant à profit l'ensemble des mesures hydrométriques colligées à l'exutoire des ruisseaux, incluant la mesure du débit et son taux de variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu. Chaque paramètre de qualité de l'eau à l'étude (MES, Ptotal, Psoln, N03, Ca) a fait l'objet d'une analyse de régression linéaire distincte pour la strate des débits de crue et celle de l'écoulement de base. La génération de modèles distincts pour les strates de crue et d'écoulement de base a été motivée par le fait que les relations concentration:débit des petits bassins ruraux diffèrent généralement d'une strate à l'autre. Conceptuellement, l'écoulement de base est associé aux écoulements souterrains, en absence de précipitations et en dehors des périodes de fonte de la neige. À l'étiage, l'écoulement de base est à son plus bas niveau. Des augmentations mineures de débits conduisent alors fréquemment à une diminution de la concentration de certains paramètres de qualité de l'eau (MES, Ptotal) en raison du phénomène de dilution des sources ponctuelles de contamination. Alors que la pluie ou la fonte du couvert de neige contribue à la hausse du

débit, le régime d'écoulement de crue est progressivement atteint. Le processus de ruissellement de surface est alors enclenché, en réponse à la saturation des sols sur des portions variables du bassin. La concentration en phosphore et en sédiments tend alors à augmenter avec le débit, témoignant des apports diffus en provenance de portions croissantes du territoire. Le seuil de passage de la strate d'écoulement de base et la strate de crue (débit limite) peut varier d'une paire de bassins à l'autre et est pris en compte dans la modélisation des flux de nutriments et de sédiments.

Six variables explicatives ont été mises à profit dans la modélisation des concentrations en MES et nutriments des ruisseaux à l'étude, pour les strates distinctes de débits de crue et de base, incluant :

- Le débit spécifique instantané, exprimé en base logarithmique et journalière (mm/jr);
- La variation du débit spécifique instantané, aussi exprimé en base logarithmique et journalière (mm/jr). Ce paramètre est calculé sur la base de la variation du débit instantané pour une période de deux heures. Sa valeur est alors positive si le débit est en augmentation ou négative si le débit est en régression. Conceptuellement, ce paramètre traduit l'effet d'hystérésis (crue vs décrue) sur les paramètres de qualité d'eau tel qu'illustré en figure 13.
- La saison. La variable est binaire, dont la valeur=1 en saison de production du 1er mai au 30 novembre et la valeur=0 du 1er décembre au 30 avril en saison hivernale. .
- La période. La variable est aussi binaire dont la valeur=1 si l'observation a été faite pendant la période de référence (années 2009, 2010 et 2011) et la valeur=0 si l'observation a été faite pendant la période d'évaluation (années 2013, 2014 et 2015).
- La conductivité électrique enregistrée par les sondes multi-paramètres au pas de temps de 15 minutes. La distribution des observations n'a pas requis de transformation logarithmique.
- La turbidité exprimée en base logarithmique et enregistrée par les sondes multi-paramètres au pas de temps de 15 minutes.

Deux modèles de régression distincts ont été ajustés pour chaque station, par strate de débit, pour les cinq paramètres de qualité d'eau (les variables dépendantes) à l'aide de la procédure PROC REG de SAS (version 9.4). Pour le premier modèle (réduit), les quatre premières variables indépendantes (débit, variation du débit, saison et période) ont été mises à contribution dans l'estimation des flux de nutriments en absence d'observations des sondes multi-paramètres (hiver). Pour le modèle complet, les six variables ont été testées quant à leur pouvoir explicatif de la variable de qualité d'eau.

Le nombre d'observations utilisées pour chaque modèle varie entre 56 et 122, selon le paramètre, le micro-bassin et la strate de débit ciblée (crue vs base). Rappelons que le nombre d'observations est inférieur dans les modèles complets bénéficiant de données de conductivité et de turbidité. Le nombre d'observations retenus pour chaque modèle de régression développé, les coefficients de régression estimés et les indicateurs de l'ajustement des prédictions aux observations sont présentés en section résultat au Tableau 16.

Chaque modèle de variables expliquées (MES, Ptotal, Psoln, NO₃, Ca) a été construit à partir de tous les sous-ensembles possibles de paramètres explicatifs. Tous les modèles comprennent

une ordonnée à l'origine. Quinze modèles réduits étaient ainsi possibles, considérant quatre variables explicatives, alors que 63 modèles complets étaient possibles, considérant six variables explicatives. La sélection du meilleur modèle a été déterminée suivant le critère du coefficient de détermination multiple ajusté (R^2 ajusté). Ce dernier représente la réduction de la variation totale de la variable dépendante associée aux variables indépendantes incluses dans le modèle. Le R^2 augmente toujours avec l'ajout d'une variable dans le modèle tandis que le R^2 ajusté intègre une pénalité qui tient compte du nombre de paramètres dans le modèle.

Les graphiques de résidus ont été examinés afin de s'assurer du respect des postulats du modèle et de la validité de celui-ci. L'indépendance des observations est assumée du fait que les relevés sont effectués lors d'événements hydrologiques qui surviennent de façon aléatoire. La distribution normale et l'homogénéité de la variance des résidus ont été vérifiées à l'aide de graphiques des résidus. L'existence de colinéarité, c'est-à-dire de liens forts entre les variables indépendantes, peut entraîner des variances élevées pour les estimateurs de paramètres et des valeurs prédites, des estimateurs instables ou de signes contraires à l'intuition. Afin de vérifier qu'il n'y a pas de problème de colinéarité entre les variables, le facteur VIF de chaque paramètre du modèle sélection a été évalué. Les facteurs VIF (non présentés) étaient tous relativement petits, de sorte qu'aucun problème de colinéarité entre les variables n'a pu être démontré.

2.2.7 Détection des changements de qualité de l'eau

Pour de petits bassins versants agricoles, tels que la rivière Noire et la rivière Brûlée, les paramètres de qualité de l'eau peuvent varier très rapidement en fonction des conditions hydrologiques. La qualité de l'eau est aussi influencée par la saison, les propriétés du paysage et des sols, de même que par la régie des sols ou l'aménagement des terres. Ces facteurs interagissent de façon simultanée, si bien qu'il demeure difficile d'isoler leurs effets simples, comme par exemple un changement apporté à la régie de culture ou un nouvel aménagement des terres. L'approche biostatistique retenue pour la détection d'un effet sur la qualité de l'eau doit nécessairement tenir compte de l'ensemble des effets et de leurs interactions.

La détection d'une réponse de la qualité de l'eau aux actions agroenvironnementales à la rivière Brûlée, micro-bassin *Intervention* de l'*Observatoire*, a été supportée au moyen d'une analyse de covariance (ANCOVA) des observations de la qualité de l'eau, en utilisant les observations du bassin *Témoin* (rivière Noire) en covariable. Cette méthode est bien adaptée à la détection de différences significatives entre la période de référence (pré-intervention) et d'évaluation (post-intervention), tout en tenant compte des effets et des interactions avec les conditions hydrologiques et la saison. L'approche fait largement consensus dans la communauté scientifique, notamment aux États-Unis, en matière de détection d'effets d'interventions environnementales en bassins versants (Grabow et al., 1999). Plus près de nous, Michaud et al. (2009a) ont démontré l'efficacité de la méthode dans trois dispositifs de bassins versants jumeaux.

Sur le plan statistique, la méthode appliquée aux observations appariées des micro-bassins jumeaux consiste à comparer les droites de régression générées entre les observations de la rivière Brûlée (variables dépendantes ou expliquées) et celles de la rivière Noire (variables explicatives) pour la période d'évaluation (2013-2015) et de référence (2009-2011). Les observations de concentration ou de flux ont été dans la plupart des cas transformées en log préalablement aux analyses ANCOVA de façon à assurer l'homogénéité de la variance de l'ensemble des observations. Les analyses ont d'abord été appliquées aux flux cumulés d'eau

ou de MES générés sur une base hebdomadaire à partir des observations colligées par les sondes multi-paramètres (pas de temps de 15 minutes). La même procédure a par la suite été appliquée aux observations de concentrations instantanées de MES, phosphore, nitrates et calcium déterminées en laboratoire.

À l'aide de la procédure MIXED de SAS (version 9.4), l'analyse de covariance a été appliquée aux observations des bassins jumeaux suivant trois étapes successives:

1) L'hypothèse d'égalité des pentes des deux droites de régression est d'abord testée. Si l'hypothèse est rejetée au seuil de signification de 0,1, un modèle aux pentes distinctes est ajusté et les estimateurs de l'ordonnée à l'origine et de la pente sont différents pour chaque période. Dans ce cas, la distance entre les droites varie en fonction de la valeur du bassin témoin. Cette interaction significative entre l'effet de la période et la concentration ou le flux de référence du bassin *Témoin* fait en sorte que des tests de comparaison doivent être effectués pour plusieurs valeurs de la variable du bassin témoin, correspondant aux centiles 10, 25, 50, 75 et 90 de la variable. L'objectif de cette démarche est d'identifier la plage de valeurs de la variable étudiée pour laquelle l'action concertée a eu un effet significatif dans le bassin *Intervention*. Un modèle complet, présentant des pentes distinctes, implique ainsi que l'effet des actions agroenvironnementales dans le bassin *Intervention* pour un paramètre de qualité d'eau donné est dépendant des conditions hydrologiques.

2) Si l'hypothèse d'égalité des pentes ne peut être rejetée, un modèle avec pente unique (réduit) est ajusté et l'hypothèse de l'égalité des ordonnées à l'origine est testée. Si cette hypothèse est rejetée au seuil de signification de 0,1, un modèle à pente unique et ordonnées à l'origine distinctes est ajusté. Comme les pentes sont parallèles, la distance entre les valeurs des deux périodes est la même quelle que soit la valeur du bassin témoin. Le test de la différence entre les deux périodes est équivalent au test d'égalité des ordonnées à l'origine. L'implication pratique de cette situation est que l'effet significatif de la période (intervention agroenvironnementale) sur le paramètre de qualité de l'eau est relativement indépendant des conditions hydrologiques.

3) Si les hypothèses d'égalité des pentes et d'égalité des ordonnées à l'origine n'ont pu être rejetées, un modèle unique est ajusté pour les données des deux périodes. Il n'y a donc pas de différence significative entre les moyennes des deux périodes pour la variable à l'étude. Conceptuellement, il n'y a donc aucune différence significative dans le paramètre de qualité de l'eau à l'étude entre la période de référence et d'évaluation, quel que soit la condition hydrologique considérée.

Dans l'ensemble, les analyses ANCOVA des observations hydrométriques des bassins jumeaux ont générés les trois types de modèles pour les différents paramètres à l'étude. Les sections suivantes du rapport présentent plus en détails les résultats des ANCOVA appliquées aux flux hebdomadaires et concentrations instantanées de la paire de bassins à l'étude.

En ce qui a trait à l'interprétation de la différence entre les deux périodes, puisque les régressions sont appliquées aux valeurs en LOG10 des variables, un calcul arithmétique est nécessaire pour interpréter les différences dans les unités originales. Prenons l'exemple de l'analyse des flux hebdomadaires de sédiments (logMES) des micro-bassins à l'étude. Un modèle à pente distincte est obtenu, tel qu'illustré en section Résultats à la figure 20. La valeur médiane de la variable transformée (log) du bassin témoin est 0,14 (MES = 1,38 kg ha⁻¹ dans l'échelle originale) et la différence estimée entre les valeurs du bassin *Intervention* des

périodes Référence et Évaluation est 0,532. Cette différence est très significative ($P < 0,0001$). La différence dans l'échelle LOG est calculée par

$$\text{LOG}_{10}(\text{MES}_{\text{Référence}}) - \text{LOG}_{10}(\text{MES}_{\text{Évaluation}}) = \text{LOG}_{10} \left[\frac{\text{MES}_{\text{Référence}}}{\text{MES}_{\text{Évaluation}}} \right] = 0,532$$

En appliquant l'opération exposant 10 à cette différence, on obtient :

$$\frac{\text{MES}_{\text{Référence}}}{\text{MES}_{\text{Évaluation}}} = 10^{0,532} = 3,4$$

La moyenne de MES du bassin intervention est ainsi 3,4 fois plus élevée en période référence qu'en période évaluation, pour une valeur médiane du bassin témoin de $\text{MES} = 1,23 \text{ kg ha}^{-1}$. Une baisse de 71% de MES en période d'évaluation par rapport à la période de référence, soit $[(3,4-1)/3,4] \times 100\% = 71\%$. Cette estimation de l'effet de la période n'est valable que pour le flux de référence médian du bassin versant témoin. Comme on le verra plus en détails dans la section Résultats, le taux de réduction varie en fonction des conditions hydrologiques (valeurs référence au bassin Témoin).

2.2.8 Caractérisation des sources de sédiments et de phosphore

Un volet de caractérisation des sources de sédiments et de phosphore du bassin versant de la rivière Brûlée s'est ajouté au protocole expérimental original de l'Observatoire de la qualité de l'eau de la rivière Champlain. L'objectif principal du protocole expérimental développé consistait à documenter l'origine des fortes charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire du micro-bassin. L'approche proposée s'appuie sur la caractérisation de la spéciation du P, en posant l'hypothèse que les processus d'érosion riveraine génèrent des sédiments dont la teneur en P est moins riche et moins biodisponible que le P associé aux sédiments en provenance des champs. L'enrichissement de ces derniers par les pratiques historiques de fertilisation expliquerait ce gradient dans la spéciation du P.

Suivant cette hypothèse, une charge importante de sédiments associés au processus d'érosion riveraine contribuerait à une exportation globale de P particulière peu réactive. S'inspirant des méthodes de « Source Tracking » et de modèles de mixage, l'approche proposée consiste à comparer les propriétés physico-chimiques et la spéciation du P des sols de champs et de rives, à la source des émissions des sédiments exportés à la rivière, aux propriétés des sédiments en suspension prélevés à l'exutoire des micro-bassins versants.

La démarche proposée consiste d'abord à générer des solutions de matières en suspension à partir d'échantillons de sols (champs et rives) qui doivent refléter les concentrations la granulométrie des sédiments (MES) exportés à l'exutoire de la rivière, telles que documentées à la station hydrométrique, pour les périodes de crue à dominance de ruissellement de surface. La spéciation du P est alors utilisée comme traceur de l'origine des sédiments, sur la base de la comparaison des signatures des sédiments de la rivière avec celles des suspensions de sols de champ et de rive. Les mérites de la méthode développée est aussi évaluée dans la perspective de proposer un nouvel indicateur de risque environnemental de perte de phosphore des sols agricoles qui reflète à la fois la réactivité chimique du P (actuellement déterminé par l'indice

de saturation en P), de même que l'influence des propriétés physiques intrinsèques du sol sur l'entraînement de fines particules du sol préférentiellement enrichies en P biodisponible.

Les champs et les rives associées aux cinq séries de sol les plus représentatives du micro-bassin versant ont fait l'objet d'un échantillonnage et d'une caractérisation de leurs propriétés physico-chimiques. Trois champs distincts ont été ciblés pour chacune des cinq séries de sol à l'étude. Chaque zone de champ a profité d'un échantillonnage composite géopositionné (Figure 12) comportant 15 prélèvements à 0-5 cm de profondeur. Une zone de rive était également identifiée sur place, en bordure du cours d'eau ou du fossé, et localisée à l'exutoire d'un parcours principal du ruissellement de surface (Figure 13). Le talus était alors échantillonné suivant quinze prélèvements à une profondeur comprise entre 20 et 30 cm sur toute sa section. Quinze sites ont ainsi été échantillonnés, appariant des échantillons de sols de surface du champ à ceux de la rive, pour cinq séries de sols fortement contrastées sur le plan de leurs propriétés texturales, à raison de trois couples champ/rive par série de sol.

Au laboratoire, les échantillons de sol ont profité d'une mise en suspension et d'un tamisage de façon à simuler la granulométrie des sédiments typiquement observée dans la colonne d'eau de la rivière lors des fortes crues. La concentration cible en MES a été plafonnée 1,000mg MES/l, une concentration représentative des concentrations maximales en MES mesurées au turbidimètre à l'exutoire du ruisseau Brûlée lors des fortes crues. Le protocole de préparation des suspensions de sédiments à partir des échantillons de sol de rive et de champ se résume comme suit :

- Dilution de 1g sol dans 250ml d'eau et agitation pour une période de 24 heures;
- Tamisage de la suspension dans un tamis ayant des mailles de 53 μ m;
- Rinçage du tamis en complétant la solution pour obtenir un volume total de 1000ml. La solution est alors présumée représentative de l'eau de la rivière en période de crue.
- Filtrage d'un sous-échantillon de la solution (MES<53 μ m) avec un filtre de 0,45 μ m. Les MES sur le filtre correspondent aux particules >0,45 μ m et <53 μ m;
- Dosage du filtrat (<0,45 μ m) pour la détermination des paramètres (dissous) de P réactif soluble, NH₄, NO₃ et métaux sur le filtrat suivant les méthodes identiques à celles appliquées aux dosages de l'eau de la rivière;
- Dosage du filtrat (<53 μ m) pour la détermination des paramètres de P total (persulfate) et de P biodisponible (NaOH+EDTA) sur le filtrat suivant les méthodes identiques à celles appliquées aux dosages de l'eau de la rivière.

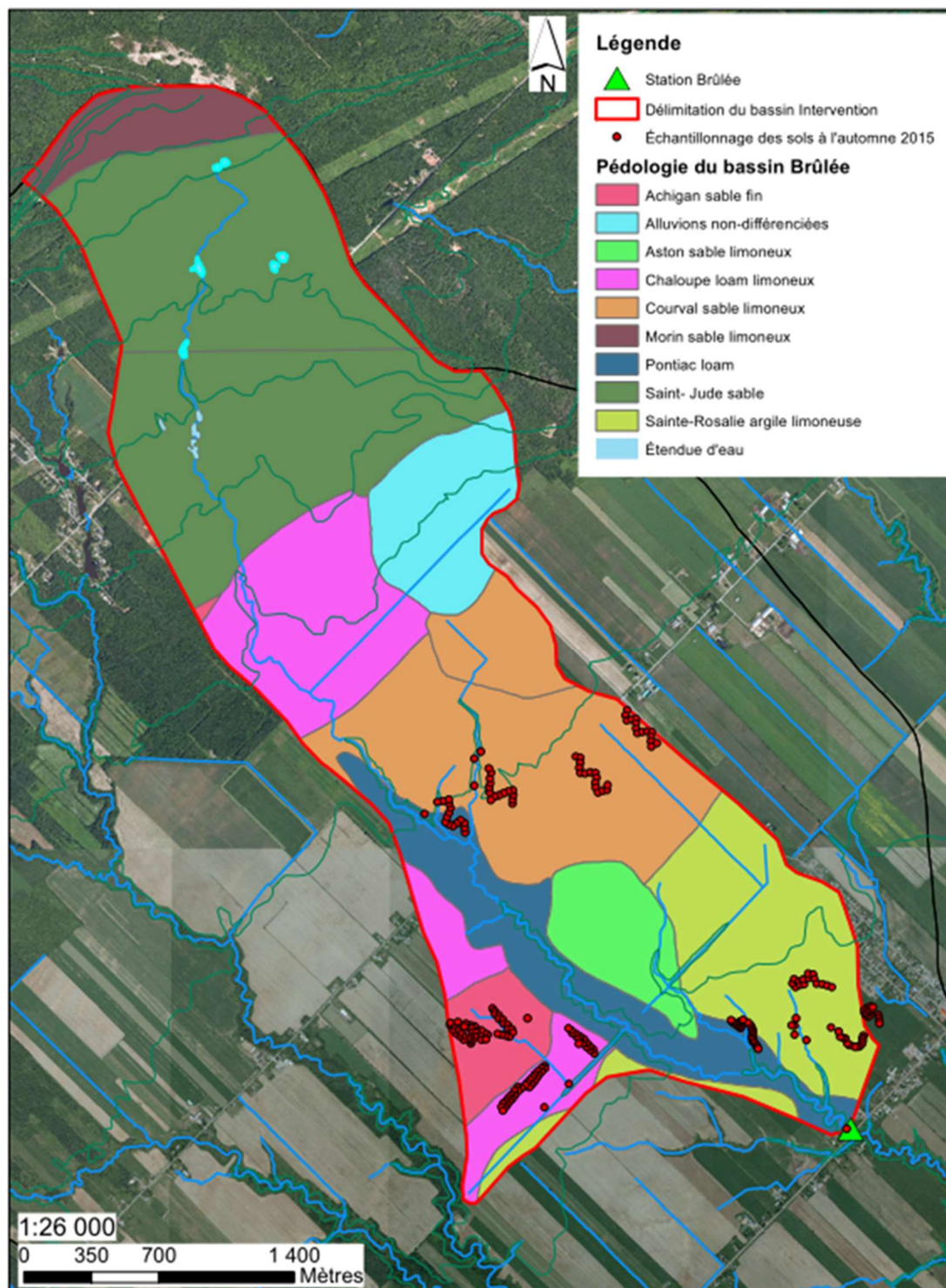


Figure 12. Localisation des échantillonnages composites de rives et de champs pour le volet d'étude sur la caractérisation des sources de sédiments et de phosphore.

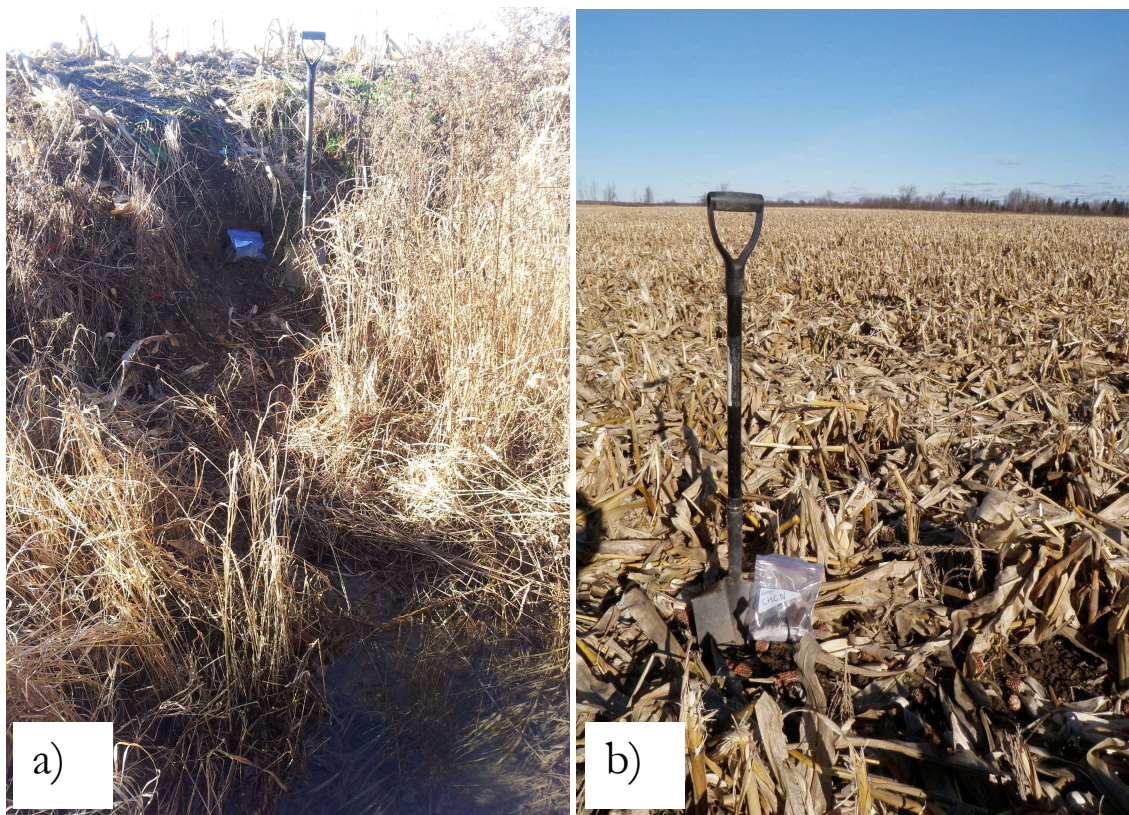


Figure 13. Échantillonnage de rives (a) et de champs (b) dans le bassin Brûlée lors de la caractérisation des sources de phosphore.

3 RÉSULTATS

La présente section rapporte les résultats du suivi hydrologique dans les deux micro-bassins à l'étude pour les périodes de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015). Les résultats du dépouillement des données hydrométriques sont précédés d'un portrait de la problématique agroenvironnementale du bassin *Intervention* de même que d'un bilan sommaire des activités d'accompagnement réalisées dans le bassin versant.

3.1 Problématique et action agroenvironnementale

Le réseau d'étude des rivières Brûlée et Noire de l'*Observatoire* de la qualité de l'eau en milieu agricole s'inscrit dans l'initiative ZIPP du bassin versant de la rivière Champlain, initiée en 2011 et complétée en mars 2014. L'action concertée a été coordonnée par le réseau Agriconseils Mauricie, en étroite collaboration avec l'équipe régionale du MAPAQ. Le comité ZIPP s'est également entouré d'un large réseau de collaborateurs intervenant en services-conseils auprès des entreprises du bassin versant, dont quatre clubs agroenvironnementaux, la

coopérative Univert et l'entreprise Synagri (Tchouansi, 2012). La collaboration établie avec les entreprises agricoles et les conseillers de la région, notamment dans le partage des données des PAEF, PAA et du suivi de bonnes pratiques agricoles, a permis au coordonnateur de la ZIPP de dresser un portrait géospatial complet des systèmes culturels et d'élevage, des bilans d'apports en nutriments et du statut de l'enrichissement des sols en phosphore. Le comité ZIPP concerte par ailleurs étroitement ses activités de caractérisation du milieu et d'action agroenvironnementale avec celles de la Société d'aménagement et de mise en valeur du bassin de la Batiscan (SAMBIA).

Le bassin versant de la rivière Brûlée, identifié comme bassin *Intervention* dans le cadre du dispositif expérimental de l'*Observatoire* a été priorisé dès la mise en place du comité ZIPP dans la réalisation des diagnostics de terrain et la mise en place d'aménagements des terres ciblées sur le contrôle de l'érosion. Les principales problématiques révélées par les diagnostics au champ dans le bassin versant concernent des zones d'érosion en rive, notamment les bris de talus occasionnés par le ruissellement en provenance du champ, l'accès d'animaux aux cours d'eau, de bandes riveraines trop étroites, des coulées dépourvues de végétation et en proie à l'érosion, et des sols à nu (Tchouansi, 2012; 2014). Ces observations sont cohérentes avec les constats du suivi hydrologique du bassin en période de référence 2009-2011, qui témoignaient de charges sédimentaires très élevées à l'exutoire du bassin versant expérimental, de l'ordre de $1,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ en culture par an, soit les plus élevées du réseau des dix bassins du réseau de l'Observatoire à l'étude. La très faible biodisponibilité du phosphore particulière observée en période de référence était interprétée comme une indication que ces sédiments trouvaient principalement leur origine dans les processus d'érosion en rive, plutôt que dans l'érosion au champ. L'hypothèse d'une contribution relativement moins importante de la charge sédimentaire en provenance des champs était par ailleurs supportée par l'importance des superficies en culture bénéficiant de protection anti-érosive dans le bassin versant. En effet, une proportion de 93% des superficies en cultures annuelles des entreprises agricoles recensées par le comité ZIPP profitent d'une forme de culture sur résidus. Le labour d'automne serait alors pratiqué que sur 55 ha des terres en culture des fermes recensées.

La figure 14 illustre les flux respectifs de sédiments observés aux exutoires des bassins en période de référence (2009-2011). Les sédiagrammes mettent en évidence la vulnérabilité relativement plus élevée du bassin Brûlée, comparativement au bassin de la rivière Noire, quant aux processus d'érosion au cours de cette période. La variation de la turbidité en fonction du débit à l'exutoire de Brûlée pour l'évènement du 17 novembre (figure 15) témoigne de la dynamique des flux de sédiments à l'œuvre dans le bassin, caractérisé notamment par un effet important d'hystérésis. En début d'évènement, l'accroissement rapide de la turbidité, qui précède le pic de crue du ruisseau, indique une reprise en charge de sédiments stockés dans le réseau hydrique du bassin. Les transferts de sédiments demeurent importants en montée de crue, associés à forte activité du ruissellement de surface, tel qu'indiqué par la baisse de conductivité électrique. Enfin, en décrue, la turbidité décroît très rapidement alors que les écoulements souterrains prennent le relais jusqu'à constituer l'essentiel du débit de la rivière.

Les relevés de terrain coordonnés par le comité ZIPP sur l'ensemble des 20 fermes du bassin versant Intervention ont permis de dresser un portrait exhaustif des foyers d'érosion en rive (Tchouansi, 2012; 2014). Plus de la moitié des foyers d'érosion étaient associés à des bris de talus en lien avec les parcours du ruissellement de surface convergeant vers le cours d'eau. La dégradation des sorties de drain constituait aussi une importante source d'érosion, de même que le piétinement des talus de fossés et de berges de cours d'eau par les animaux. Enfin, de

nombreuses coulées instables en proie à l'érosion étaient identifiées comme une importante source de sédiments charriés vers la rivière Brûlée (Figure 16).

Tableau 12. Travaux réalisés dans le bassin Intervention de l'Observatoire, la rivière Brûlée (Tchouansi, 2014).

	Travaux réalisés dans le bassin intervention
Nombre de protections de sorties de drains existantes	44
Nombre de déversoirs enrochés	75
Nombre de réfection ou stabilisation de pont ou ponceau	10
Longueur de risberme (m)	813 m
Longueur (m) de haie brise-vent	2,182
Longueur (m) de bandes riveraines caractérisées et balisées	16,619
Nombre de sites où des animaux ont été retirés des cours d'eau	5
Superficie de coulées reboisées (ha)	4,9 ha

Compte tenu des problématiques d'érosion relevées par le comité ZIPP et de l'importance des charges de sédiments et de phosphore particulaire observées à l'exutoire de la rivière Brûlée, l'action concertée dans le bassin versant s'est centrée sur les pratiques culturales anti-érosives et l'aménagement hydro-agricole du parcellaire. Le tableau 12 rapporte les travaux réalisés dans le bassin Brûlée (bassin *Intervention*) au cours de la période d'action concertée ZIPP 2011-2013. Dans l'ensemble, ces interventions ont été réalisées auprès de 18 des 20 entreprises agricoles du bassin versant. L'aménagement de déversoirs enrochés (75) constitue l'intervention la plus répandue, répondant aux problématiques de bris de talus occasionnés par l'eau provenant des champs. La protection de 44 sorties de drain vient au 2^e rang, en complément de l'aménagement des bandes riveraines, risbermes, brise-vent et ponceaux. Les rives de cours d'eau accessibles aux animaux ont été systématiquement protégées (5 sites vulnérables) et près de 5 hectares de coulées en proie à l'érosion ont été reboisées avec le support de l'équipe de la Société pour l'aménagement de la rivière Batiscan (SAMBA).

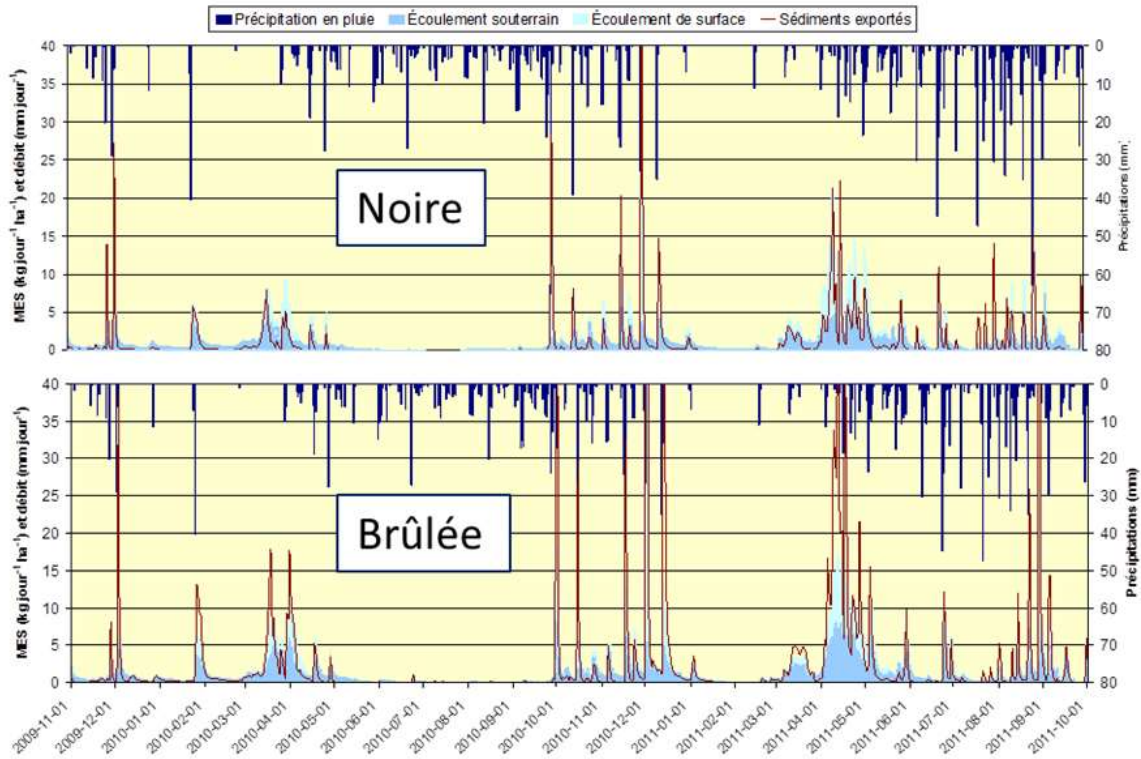


Figure 14. Précipitations, débits segmentés (écoulements de surface et souterrain) et charges journalières en MES durant la période de référence 2009-2011 dans les bassins expérimentaux de la rivière Champlain.

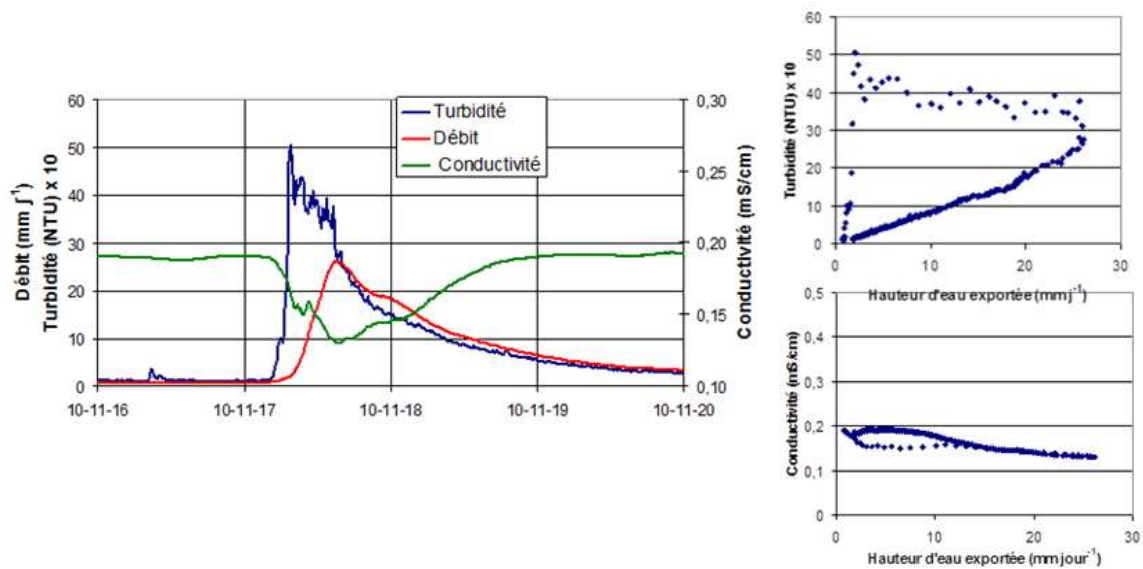


Figure 15. Détail des séries temporelles (15 min) de l'évènement du 17 novembre 2010 (Michaud et al., 2012a).

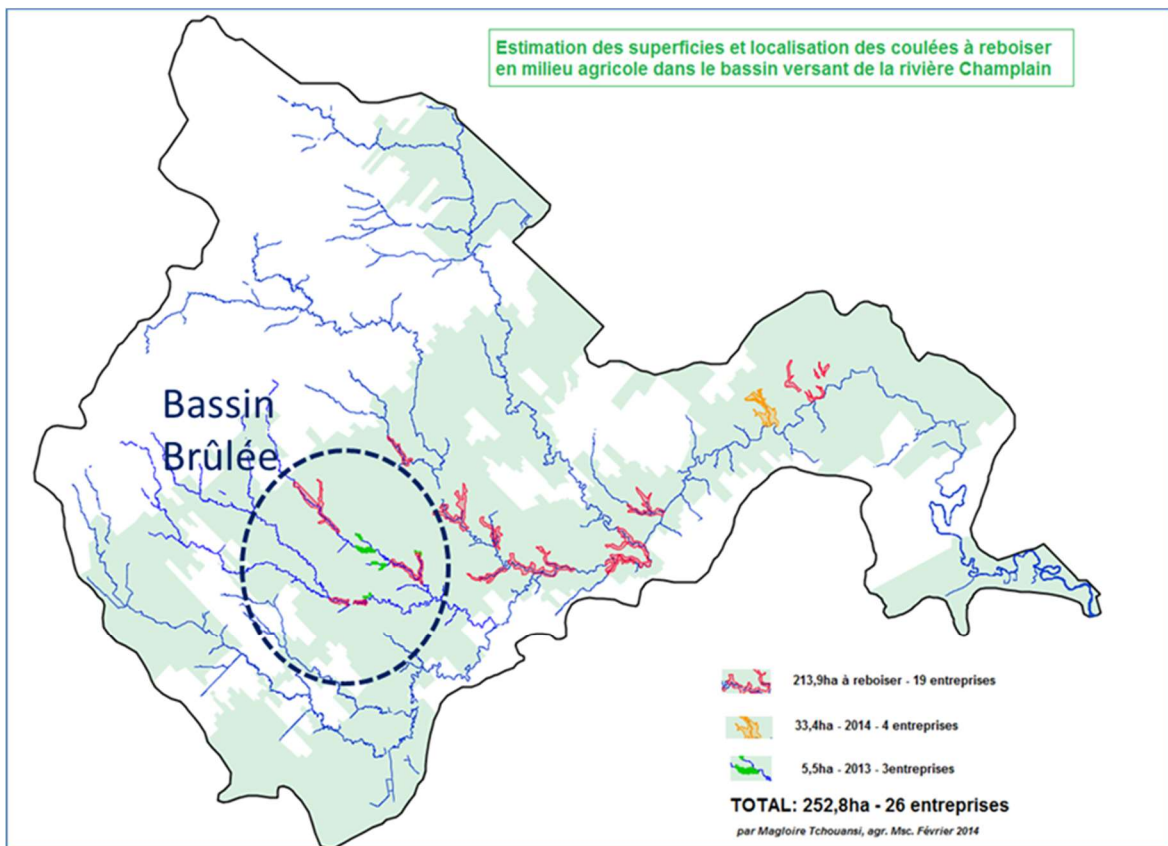


Figure 16. Localisation et superficies des coulées argileuses aménagées par l'équipe de la ZIPP Champlain en cours de projet et superficies restantes à reboiser (Tchouansi, 2014).

3.2 Suivi hydrologique

Cette section présente les résultats du suivi hydrologique des bassins des rivières Brûlée et Noire pour la période d'évaluation 2013-2015. Les débits stratifiés des ruisseaux et leurs flux respectifs de sédiments sont d'abord présentés, suivis des flux de phosphore, de nitrates et de calcium. Enfin, l'analyse en covariance de l'ensemble ces paramètres de qualité de l'eau est mise à profit dans la détection d'une évolution significative au bassin Brûlée (micro-bassin Intervention) entre les deux périodes d'étude, en utilisant les observations du bassin Noire (micro-bassin Témoin) en covariable.

3.2.1 Hauteurs d'eau et débits.

La figure 17 illustre les précipitations et débits journaliers observés aux stations des rivières Brûlée et Noire pour la période de référence (avril 2013 à novembre 2015). La hauteur d'eau exportée à l'exutoire du bassin de la rivière Noire (1256 mm) demeure inférieure (161 mm) à celle du bassin de la rivière Brûlée (1417 mm) en période d'évaluation 2013-2015 (Tableau 13). Ce gradient est semblable à celui observé en période de référence, alors que les hauteurs exportées atteignaient 1317 et 1450 mm, pour les bassins Brûlée et Noire respectivement. Cette hydraulicité relativement plus forte de la rivière Brûlée est cohérente avec sa proportion relativement plus importante de sols caractérisés par un mauvais drainage naturel. La répartition des débits des rivières suivant l'écoulement de base et de crue, telle que rapportée au Tableau 13, indique que la différence dans les bilans hydriques observées s'exprime particulièrement dans la strate de crue en période hivernale (décembre à avril).

Bien que la rivière Brûlée exporte une hauteur d'eau relativement plus élevée que la rivière Noire, la composante de son ruissellement de surface n'est pas plus importante. En effet, la séparation des débits des ruisseaux en leurs composantes souterraine et de surface sur la base de leur signal de conductivité électrique indique une proportion relativement plus importante de l'eau exportée dans le ruissellement de surface à l'exutoire de la rivière Noire. Tel que rapporté au Tableau 14, la composante du ruissellement de surface de la rivière Noire est estimée à 30% du débit total en période de référence, et passe à 37% en période d'évaluation. Pour les mêmes périodes, les proportions du ruissellement de surface observées à la rivière Brûlée sont de 25% à 27%.

Deux facteurs sont ici considérés dans l'explication d'une activité hydrologique de surface moins intense à la rivière Brûlée, malgré une hauteur d'eau plus importante. D'une part, une proportion relativement plus importante de terres drainées dans le micro-bassin versant de la rivière Brûlée favoriserait l'évacuation souterraine des eaux excédentaires. Par ailleurs, il est estimé que le réseau hydrique de la tête du bassin versant de la rivière Brûlée, entrecoupé de petits lacs et de milieux humides, favorise le laminage des crues à forte composante de ruissellement de surface. Une évacuation plus lente des crues est de nature à aussi favoriser le parcours souterrain des eaux, via l'aquifère peu profond jusqu'au ruisseau.

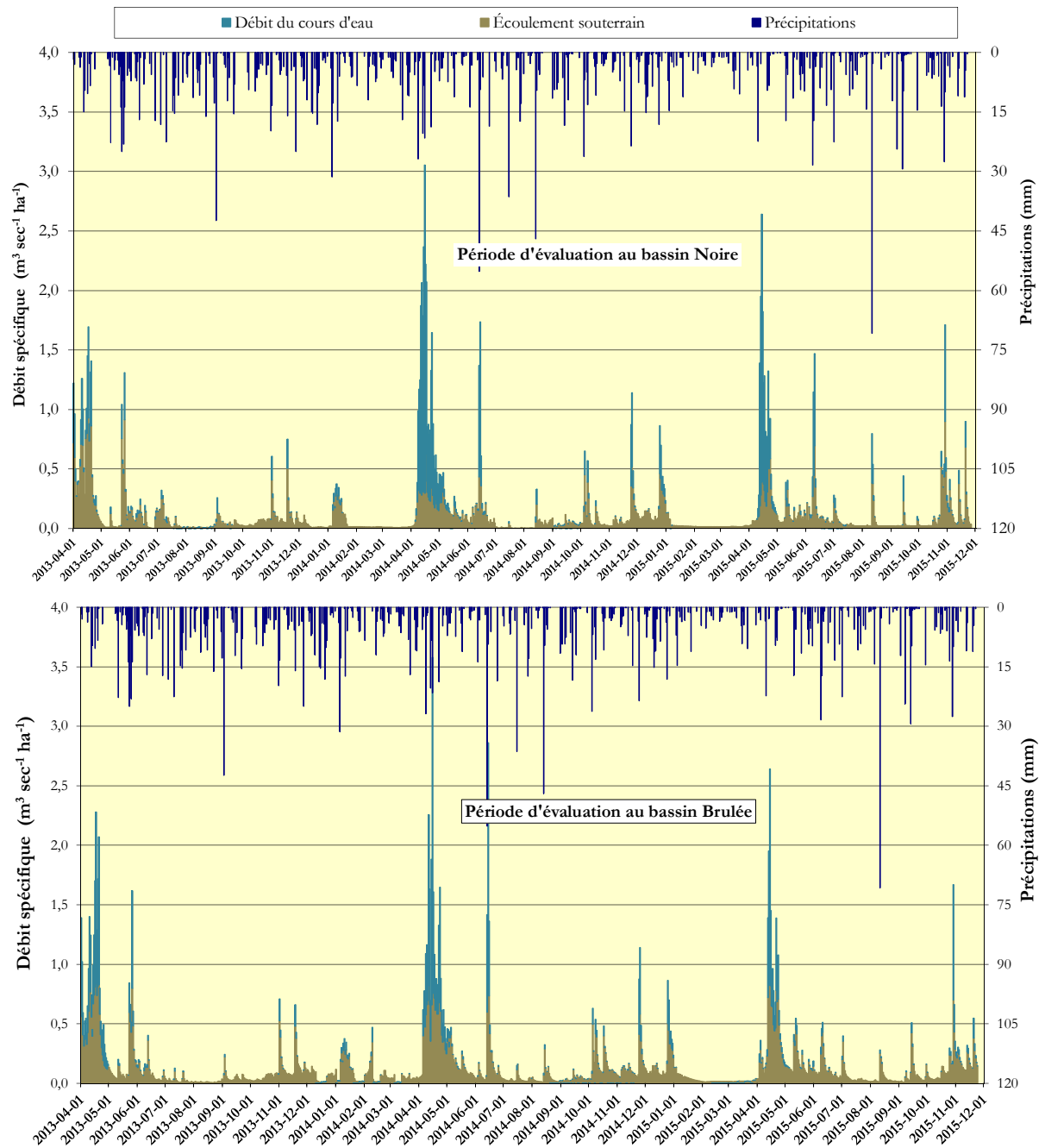


Figure 17. Séries chronologiques des débits spécifiques (ruissellement et écoulement souterrain) et des précipitations journalières observés aux stations des rivières Brulée et Noire pour la période d'évaluation 2013-2015.

Tableau 13. Stratification des écoulements de base et de crue pour les périodes de référence (septembre 2009 à octobre 2011) et d'évaluation (avril 2013 à novembre 2015) des micro-bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée.

Période de référence, précipitations moyennes de 1152 mm an ⁻¹								
Strate No.	Débit spécifique (l s ⁻¹ ha ⁻¹)	Période (mois/jour)	Bassin Noire			Bassin Brûlée		
			Jours	Lame d'eau exportée		Jours	Lame d'eau exportée	
1	< 0,127		487	206 mm	0,42 mm jr ⁻¹	467	215 mm	0,46 mm jr ⁻¹
2	> 0,127	05/01-12/01	150	532 mm	3,54 mm jr ⁻¹	154	562 mm	3,65 mm jr ⁻¹
3	> 0,127	12/01-05-01	132	579 mm	4,39 mm jr ⁻¹	148	672 mm	4,54 mm jr ⁻¹
Global			769	1317 mm		769	1450 mm	
Période d'évaluation, précipitations moyennes de 973 mm an ⁻¹								
Strate No.	Débit spécifique (l s ⁻¹ ha ⁻¹)	Période (mois/jour)	Bassin Noire			Bassin Brûlée		
			Jours	Lame d'eau exportée		Jours	Lame d'eau exportée	
1	< 0,127		752	251 mm	0,33 mm jr ⁻¹	704	292 mm	0,41 mm jr ⁻¹
2	> 0,127	05/01-12/01	121	372 mm	3,08 mm jr ⁻¹	154	425 mm	2,76 mm jr ⁻¹
3	> 0,127	12/01-05-01	97	633 mm	6,53 mm jr ⁻¹	112	700 mm	6,25 mm jr ⁻¹
Global			970	1256 mm		970	1 417 mm	

Tableau 14. Séparation des lames d'eau exportées aux exutoires des micro-bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en ses composantes d'écoulement souterrain et de ruissellement de surface dérivée de l'analyse du signal de conductivité électrique.

	Période de référence, octobre 2009 à novembre 2011		Période d'évaluation, avril 2013 à novembre 2015	
	Bassin Noire	Bassin Brûlée	Bassin Noire	Bassin Brûlée
Lame d'eau exportée (mm)	1317	1450	1256	1417
Eau souterraine (mm)	923	1091	795	1031
% souterrain	70%	75%	63%	73%

L'analyse hydrologique systématique des crues (mai-novembre) des deux micro-bassins dans le cadre d'un autre projet (Michaud et al., 2014a) confirme par ailleurs l'activité hydrologique de surface plus importante à la rivière Noire. Le coefficient de ruissellement moyen (ratio eau ruisselée/précipitation) évalué pour cette dernière est de l'ordre de 0,23 (écart-type de 0,12), soit nettement supérieur à la valeur de 0,13 (écart-type de 0,12) observée à la rivière Brûlée. Les temps de montée des hydrogrammes observés sont par ailleurs nettement plus élevés à la rivière Brûlée (12,2 heures; écart-type de 2 heures) qu'à la rivière Noire (5,9 heures; écart-type de 3,0 heures). Ce contraste dans les temps de montée des crues des deux bassins ne reflète pas leurs superficies respectives et milite plutôt pour une influence des lacs et milieux humides sur le laminage des crues de la rivière Brûlée. Le phénomène de rétention des eaux favoriserait à son tour le cheminement souterrain des eaux dans la portion amont du micro-bassin. Le fait que le bilan hydrique relativement plus élevé du micro-bassin de la rivière Brûlée s'exprime

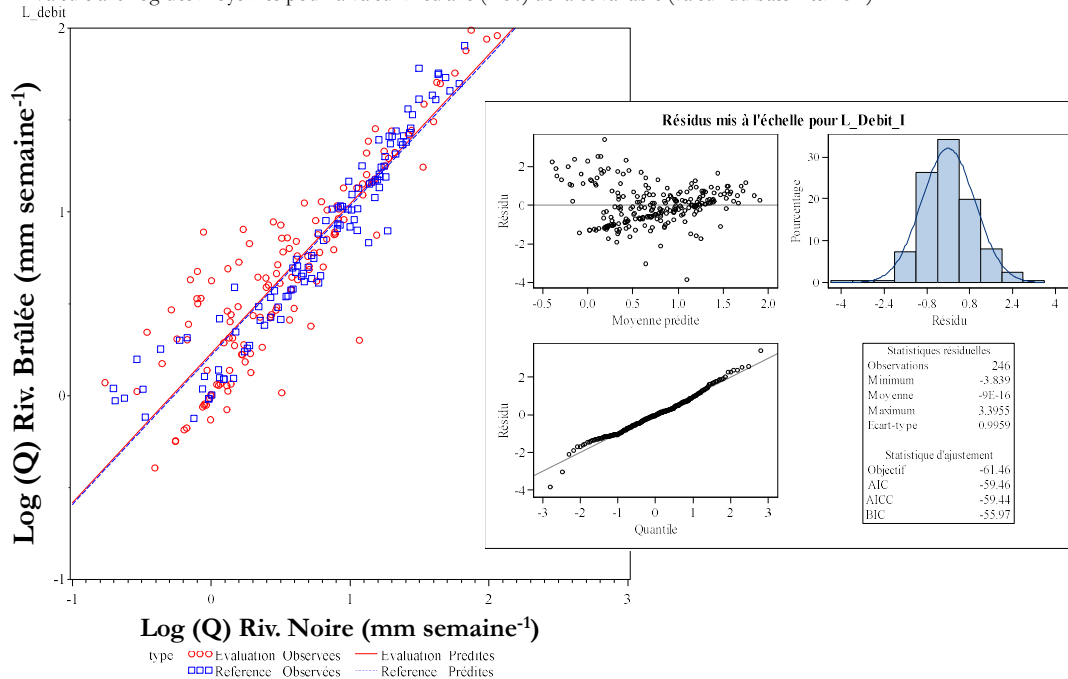
particulièrement en période hivernale (Tableau 13) est cohérent avec une influence présumée moins importante des milieux humides sur l'hydrologie du bassin en cette période de l'année.

Les résultats de l'analyse de covariance (ANCOVA) des débits hebdomadaires de la rivière Brûlée (micro-bassin Intervention), utilisant les débits de la rivière Noire en covariable, sont illustrées en figure 18. L'analyse des débits indique que la relation établie entre les réponses hydrologiques des deux rivières pour la période d'évaluation 2013-2015 ne se distingue pas significativement ($p>0,10$) de celle établie pour la période de référence 2009-2011. En bref, si les bassins versants témoignent de différences dans leurs régimes hydriques, la distribution de ces différences demeure la même en période de référence comme en période d'évaluation. Au plan méthodologique, cette validation de la cohérence du comportement hydrologique des deux rivières entre les deux périodes d'étude (Référence vs Évaluation) fait en sorte que les flux des sédiments et de nutriments pour les différentes périodes peuvent être comparés sans biais associé à des effets du régime hydrique.

Paramètre			Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%)	P>t
Débit (mm semaine ⁻¹)	MU	244	-	1359,63	-	5,29	5,29	Nulle	NS

¹ MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin).



Regression Equation:
 $L_Debit_I(type=Evaluation_Préd...) = 0.23104 + 0.812251 * L_Debit_T$
 $L_Debit_I(type=Reference_Préd...) = 0.22022 + 0.812251 * L_Debit_T$

Figure 18. Analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le débit hebdomadaire de la rivière Brûlée (micro-bassin *Intervention*), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable (micro-bassin *Témoin*).

3.2.2 Concentrations et charges sédimentaires.

La figure 19 présente les séries chronologiques de débits et de concentrations en matières en suspension (MES) dérivées des signaux de turbidité au pas de temps de 15 minutes pour les bassins des rivières Brûlée et Noire en période d'évaluation 2013-2015. Dans l'ensemble, les observations témoignent de relations contrastées entre les turbidités et les débits des deux bassins. Les concentrations relativement plus élevées au bassin de la rivière Brûlée se manifestent principalement en période de crue printanière. Au final, la charge totale de sédiments observée à l'exutoire de la rivière Brûlée demeure 1,8 fois plus élevée (1,544 Mg) qu'à la rivière Noire (840 Mg) en période d'évaluation 2013-2015 (Tableau 15). Ce ratio se démarque considérablement des charges sédimentaires estimées en période de référence, alors que la charge de la rivière Brûlée totalisait 1,832 Mg de sédiments, soit 2,8 fois celle estimée pour la rivière Noire (Tableau 15).

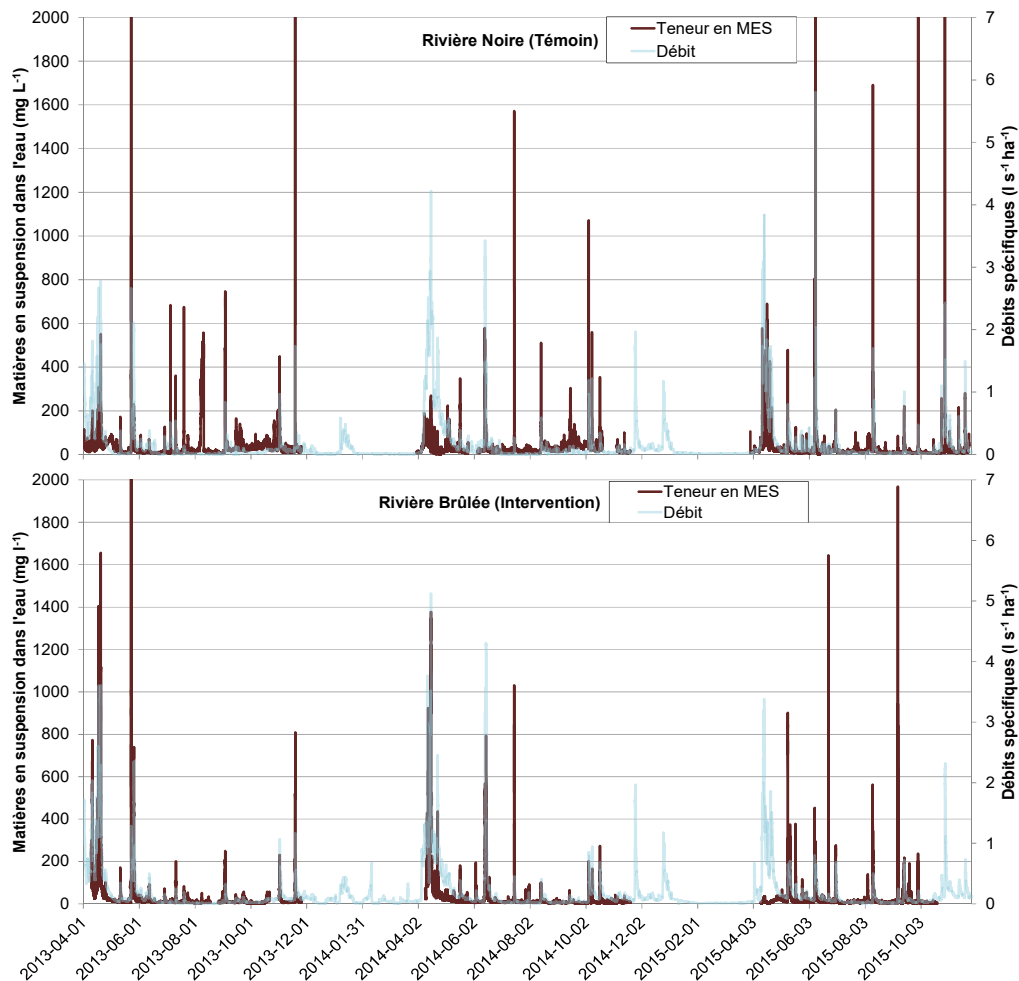


Figure 19. Séries chronologiques des concentrations instantanées (15 minutes) en matières en suspension (MES) et des débits spécifiques observés aux stations de la rivière Noire et de la rivière Brûlée pour la période d'évaluation 2013-2015.

Tableau 15. Charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit de matières en suspension observées aux exutoires des bassins Noire et Brûlée au moyen des sondes multi-paramètres pour la période de référence 2009-2011 et la période d'évaluation 2013-2015.

	Période de référence (769 jours, juin 2009 à octobre 2011)		Période d'évaluation (970 jours, avril 2013 à novembre 2015)	
	Bassin Noire	Bassin Brûlée	Bassin Noire	Bassin Brûlée
Charge (Mg)	656	1 832	840	1 544
Concentration (mg l ⁻¹)	61	132	81	114
Hauteur d'eau exportée (mm)	1317 mm	1450 mm	1256 mm	1417 mm

L'effet des interventions agroenvironnementales sur le flux de sédiments à l'exutoire de la rivière Brûlée (micro-bassin Intervention) a été supportée par l'analyse statistique de covariance (ANCOVA) des flux hebdomadaires des matières en suspension dérivées des observations de turbidité en continu au pas de temps de 15 minutes. La période sous couvert de glace, en absence des sondes, est donc exclue de l'analyse ANCOVA.

L'analyse de covariance des flux hebdomadaires de sédiments illustrée en figure 20 confirme une diminution significative du flux hebdomadaire de sédiments à la rivière Brûlée en période d'évaluation, comparativement à la situation qui prévalait en période de référence. La différence dans les flux exportés aux exutoires des bassins entre les périodes est cependant dépendante des conditions hydrologiques, tel que démontré par la détection de pentes et d'ordonnées à l'origine distinctes du modèle de régression pour les périodes de référence et d'intervention.

La réduction du flux hebdomadaire de sédiments à la rivière Brûlée est de l'ordre de 71% par rapport à la période de référence pour le flux médian de référence (D50) de 1,37 kg ha⁻¹ MES par semaine au bassin Témoin. La réduction tend cependant à diminuer pour les semaines présentant des charges de sédiments plus importantes. Au taux de référence de 6,67 kg ha⁻¹ sem⁻¹ au bassin Témoin (D75), la baisse de flux hebdomadaire au bassin de la rivière Brûlée est toujours significative, soit au niveau de 57% par rapport aux flux de la rivière Noire. Pour les semaines présentant les plus lourds bilans sédimentaires (D90, 24,8 kg ha⁻¹ sem⁻¹), la différence n'est plus que de 41% (p=0,057), tel qu'illustré en figure 20. Une évaluation conservatrice de l'effet global de la période (pré- vs post-intervention) sur les flux de sédiments, considérant l'ensemble des flux de référence, est obtenue sur la base des ratios des flux rapportés au tableau 15 et situe l'atténuation du flux de sédiments au bassin Intervention de la rivière Brûlée en période d'évaluation dans l'ordre de 35%.

À l'instar des flux hebdomadaires de sédiments dérivés des signaux de turbidité, les concentrations instantanées en MES des 470 échantillons d'eau prélevés et dosés en laboratoire au cours des périodes de référence et d'évaluation témoignent d'une atténuation substantielle des processus érosifs au bassin de la rivière Brûlée en période d'évaluation. Reflétant les mêmes gradients observés pour les flux hebdomadaires de sédiments, l'effet de la période sur les concentrations en MES des échantillons dosés en laboratoire est dépendant des conditions hydrologiques. Tel qu'illustré en figure 21, l'effet de la période est très significatif et de forte amplitude sur les concentrations instantanées observées en MES. La réduction passe de 71% en condition d'étiage au bassin témoin (D10 = 4,0 mg/L) à 45% pour

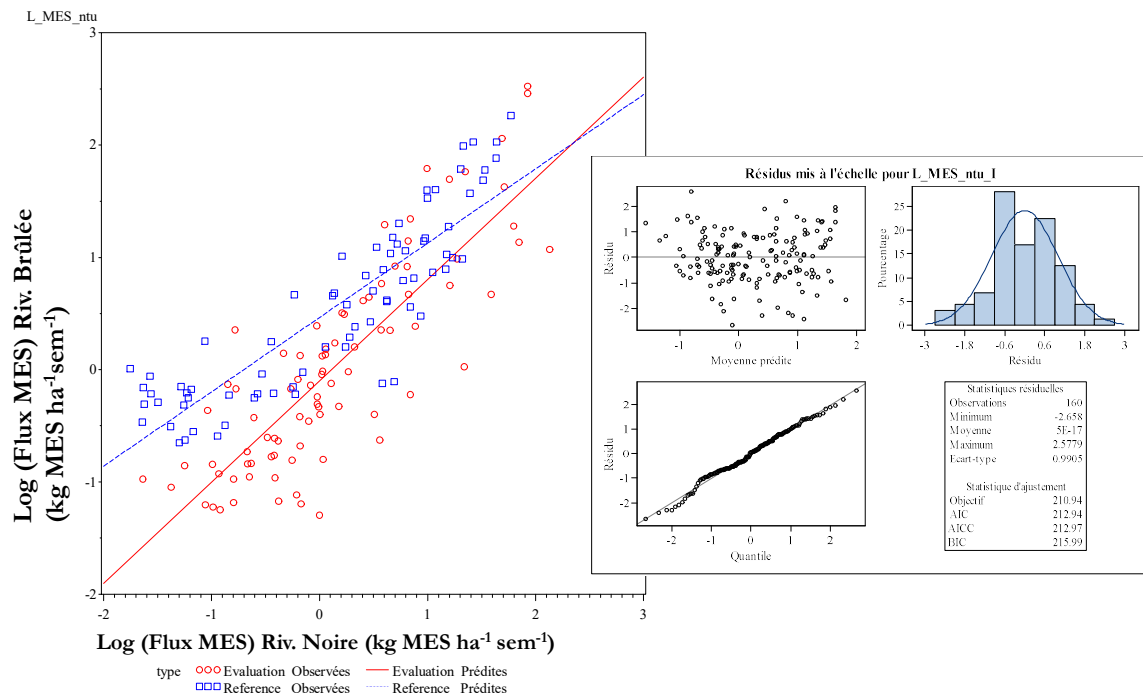
les flux de référence plus élevés ($D75 = 47 \text{ mg/L}$) et n'est plus significative au 90^e percentile (105 mg/L) de la distribution des flux spécifiques au bassin témoin

En ce qui a trait à l'analyse de covariance appliquée aux flux instantanés (concentration dosée X débit 15 minutes), les résultats reflètent ceux obtenus avec les flux hebdomadaires dérivés des sondages en continu de la turbidité (figure 20). La réduction significative de 57% au flux spécifique de sédiments médian de $164 \text{ g ha}^{-1} \text{ jr}^{-1}$ ($D50$) n'est plus significative au 90^e percentile de la distribution des flux spécifiques ($D90 = 8\,476 \text{ g ha}^{-1} \text{ jour}^{-1}$).

Paramètre	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
			Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%)	P>t
Flux MES ($\text{kg ha}^{-1} \text{ sem}^{-1}$)	PD	156	41,41	-	207,83	3,60	1,06	-71%	<.0001

¹ PD: Pentas de régression distinctes pour les deux périodes

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane ($D50$) de la covariable (valeur du bassin témoin).



Regression Equation:
 $L_MES_ntu_I(\text{type:Evaluation Préd...}) = -0.09996 + 0.901367 * L_MES_ntu_T$
 $L_MES_ntu_I(\text{type:Reference Préd...}) = 0.464815 + 0.661945 * L_MES_ntu_T$

Figure 20. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur le flux hebdomadaire de matières en suspension relevé par sondage de la turbidité à l'exutoire de la rivière Brûlée (micro-bassin Intervention), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (micro-bassin Témoin) en covariable.

Rappelons que le suivi des concentrations de MES mesurées en laboratoire découle de campagnes d'échantillonnages simultanées des crues des deux ruisseaux et permet ainsi une évaluation des concentrations et des flux de sédiments qui est indépendante de celle mesurée au moyen du monitoring en continu de la turbidité par les sondes. Au plan méthodologique, la cohérence des résultats dérivés des échantillonnages ponctuels des rivières avec ceux dérivés des sondages en continu de la turbidité indique que le protocole d'échantillonnage mis en œuvre dans le cadre du projet, ciblé sur les crues des ruisseaux, a permis de bien représenter la relation concentration MES:débit des cours d'eau en réponse à la gamme étendue des conditions hydrologiques observées.

Paramètre			Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%) ³	P>t
Conc. MES (mg l ⁻¹)	PD	217	24.87	-	104.92	44.24	17.88	-60%	<.0001
Flux MES (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PD	217	30.55	-	370.46	610.94	263.88	-57%	<.0001

¹ PD: Pentas de régression distinctes pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin).

³ Le pourcentage exprimant la différence est calculé ainsi : (Évaluation-Référence) ÷ Référence.

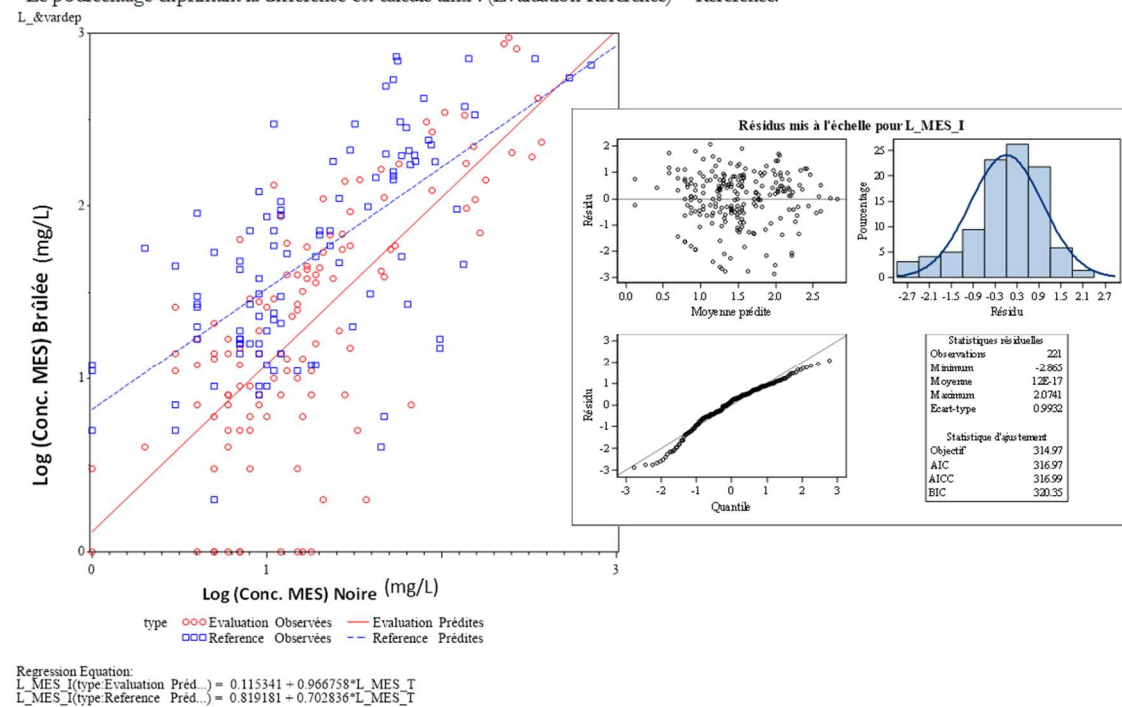


Figure 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs Évaluation 2013-2015) sur les concentrations et les flux instantanés de matières en suspension observées à l'exutoire de la rivière Brûlée (micro-bassin Intervention), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (micro-bassin Témoin) en covariable.

Cette cohérence dans l'analyse des dosages et des sondages renforce également le constat d'une réduction substantielle et significative, au plan statistique, des exportations de sédiments à l'exutoire de la rivière Brûlée en période d'évaluation. Puisqu'aucun gradient n'est détecté dans

l'évolution des débits de la rivière Brûlée au cours des mêmes périodes, relativement à ceux observés à la rivière Noire, (ANCOVA appliquée au débit, Figure 18), cette réduction des flux de MES est essentiellement attribuée au traitement des foyers d'érosion au bassin de la rivière Brûlée. L'intervention systématique sur l'ensemble des foyers d'érosion diagnostiqués dans le micro-bassin et l'importance des superficies impliquées, tel que rapporté précédemment au Tableau 12, a manifestement contribué à un effet tangible sur le prélèvement et le transport de sédiments, depuis les champs et les rives de cours d'eau, jusqu'à l'exutoire de la rivière Brûlée.

En écoulement de base, la diminution très marquée de la concentration et des flux de MES en période d'évaluation est associée au retrait des animaux des cours d'eau. Le piétinement des talus favorise en effet le détachement et la mise en suspension de sédiments dans les eaux des ruisseaux. Ces derniers sont alors entraînés en réponse à de petites fluctuations du débit, générant des concentrations élevées de MES dans le ruisseau. La forte variabilité des concentrations de MES observée dans l'écoulement de base de la rivière Brûlée au cours de la période de référence témoigne particulièrement de ce phénomène. En période d'évaluation, l'atténuation du flux et de la variabilité de la concentration en MES pour la strate d'écoulement de base soutiennent l'explication d'un effet du retrait des animaux sur la dynamique des flux de sédiments

Lors des événements de fonte ou de précipitations les plus érosifs (flux hebdomadaire de MES $> 25 \text{ kg ha}^{-1}$), des réductions dans les flux de MES de la rivière Brûlée moins importantes ou non significatives témoignent de la limite fonctionnelle des aménagements hydro-agricoles en conditions d'activité hydrologique de surface extrêmes. La capacité des bandes riveraines ou des structures de captage à intercepter et retenir les sédiments est alors dépassée en raison d'une capacité de transport du ruissellement très élevée. L'étude de l'efficacité de bandes riveraines élargies et des structures de contrôle du ruissellement a par exemple situé la limite fonctionnelle des aménagements à une hauteur d'eau spécifique de l'ordre de 3 mm jour^{-1} dans des micro-bassins en Montérégie sous suivis hydrologique (Madramootoo et al., 2012). Dans le cadre de la présente étude, les résultats de l'analyse ANCOVA des flux hebdomadaires de MES (figure 20) suggèrent une efficacité limitée sur environ deux semaines par année.

Au plan des implications opérationnelles de ces résultats, retenons que l'efficacité variable des aménagements hydro-agricoles, dépendante des conditions hydrologiques, n'invalide pas la pertinence d'investir dans le contrôle des foyers d'érosion riveraine. La réduction des flux de sédiments observée dans la rivière Brûlée est tangible et effective la plupart du temps. Une implication pratique de la limite fonctionnelle des aménagements hydro-agricoles en situation de forte crue est toute la pertinence d'investir en amont dans des pratiques culturales qui contribuent à l'amélioration de la condition physique des sols, favorisent l'infiltration de l'eau dans le profil cultural et protège le sol de l'action érosive du ruissellement de surface.

Dans le bassin de la rivière Brûlée, le portrait des pratiques culturales (Tchouansi, 2014) témoigne d'une adoption généralisée de la culture sur résidus en grandes cultures. Une proportion importante de ces superficies, en retour de culture de soya ou de maïs ensilage, demeure cependant vulnérable à fin de l'automne aux phénomènes d'érosion en raison d'un faible couvert de résidus. La valorisation des prairies et l'introduction de cultures de couverture intercalaires, ou implantées à la dérobée, sont des avenues qui ont démontré leur efficacité ailleurs au Québec dans la prévention de l'érosion et la promotion d'une bonne qualité du profil cultural. Ces scénarios de gestion conservent toute leur pertinence en Mauricie, dont les taux mesurés de pertes de sol par érosion hydrique demeurent parmi les plus élevés au Québec.

3.2.3 Concentrations et charges de nutriments.

L'étude des gradients de concentration et de flux de nutriments aux exutoires des rivières Brûlée et Noire est centrée sur le phosphore (P) et l'azote (N), compte tenu de leur impact sur l'écosystème aquatique. La teneur en calcium (Ca) des eaux des ruisseaux est également à l'étude, compte tenu qu'elle s'avère un bon indicateur des parcours de surface et souterrain de l'eau dans le bassin versant. Cette analyse complémente la perspective apportée par le signal de conductivité électrique mis à profit dans la séparation des hydrogrammes des cours d'eau en ses composantes de ruissellement de surface et d'écoulement souterrain évoquée précédemment (section 3.2.1).

Les résultats de l'étude des concentrations et flux de nutriments sont ici présentés en deux parties. Dans un premier temps, un portrait d'ensemble de la variabilité et des corrélations entre les concentrations observées de P, N et Ca, les variables du débit et les signaux géochimiques (turbidité et conductivité) est présenté pour les deux bassins à l'étude. En seconde partie, les résultats de modélisation des séries temporelles des concentrations et des flux, sont présentés successivement pour le calcium, le phosphore et les nitrates. Tel que rapporté en section méthodologique (2.2.6), une méthode de régression linéaire multi-variée a été utilisée dans la modélisation des concentrations et des flux de nutriments, mettant à profit la mesure du débit et sa variation, de même que les signaux de conductivité électrique et de turbidité. Enfin, la détection de gradients dans les flux et les concentrations des nutriments entre la période de référence (pré-intervention) et la période d'évaluation (post-intervention) est commentée. À l'instar des analyses du débit et des teneurs en MES présentée antérieurement, la détection de l'effet « Période » est supportée par l'analyse de covariance (ANCOVA) des concentrations et des flux instantanés de nutriments du bassin Brûlée (micro-bassin Intervention), utilisant les observations du bassin Noire (micro-bassin Témoin) en covariable. Une description plus détaillée de la méthodologie est présentée en section 2.2.7.

3.2.3.1 Variabilité et corrélations entre les débits et les concentrations observées

Les figures 22 et 23 illustrent les concentrations observées en P total, en P soluble, en nitrates et en calcium en fonction des débits spécifiques et de la date d'échantillonnage aux stations des rivières Brûlée et Noire pour la période d'évaluation 2013-2015. Les distributions des observations de concentrations en fonction des débits instantanés au moment des échantillonnages sont également illustrées pour les périodes d'évaluation 2013-2015 et de référence (2009-2011), à titre de comparaison.

Dans l'ensemble, la distribution des concentrations en phosphore total, et dans une moindre mesure le P en solution, témoignent d'une forte dépendance au débit dans les deux rivières. La relation concentration:débit apparaît cependant moins structurée pour la rivière Noire, comparée à la distribution des observations de la de la rivière Brûlée. D'une part, les concentrations relativement plus élevées dans la strate d'écoulement de base de la rivière Noire traduisent assurément les contributions de sources ponctuelles de P dans ce micro-bassin, toujours indéterminées au terme du projet. Par ailleurs, les maxima de concentrations plus élevés atteints dans la rivière Brûlée, découlent de la vocation culturelle plus intensive du bassin

versant. Les pics de concentration en P total, à dominance particulaire, sont associés aux épisodes de ruissellement à forte composante de ruissellement et très chargés en MES.

La nette tendance à la baisse de la concentration instantanée en calcium dans la strate de débit de crue (Figure 22) illustre pour sa part le même phénomène que celui évoqué par le sondage de la conductivité électrique. Elle confirme le statut du calcium à titre d'excellent traceur du cheminement de surface ou souterrain des eaux du micro-bassin versant. Pour la rivière Brûlée cependant, la réponse de la concentration en Ca aux fluctuations du débit est moins structurée qu'à la rivière Noire, malgré des concentrations en Ca qui tendent pourtant à être plus élevées. L'influence du réseau hydrique en tête de bassin sur la rétention et le cheminement des écoulements évoqué antérieurement expliquerait un effet tampon sur la variabilité de la concentration en Ca dans la rivière Brûlée.

En ce qui a trait aux nitrates, la distribution des observations de concentrations dans les deux bassins à l'étude répond à un effet cyclique de saisonnalité, présentant des pics de concentration au printemps et à l'automne. Les pics de concentration les plus importants, voisinant $9 \text{ mg N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$, sont observées hâtivement au printemps (avril) pour les trois périodes printanières investiguées et pour les deux bassins à l'étude. Puisque le processus printanier de minéralisation de la matière organique s'active en principe plus tard en saison (mai-juin), des pics de nitrates aussi hâtifs témoignent plutôt d'un stock d'azote cumulés dans les profils de sol au cours de l'automne et de l'hiver, puis mobilisés par la crue printanière vers le cours d'eau. Cet apparent contrôle hydrologique sur les concentrations de nitrates observées à l'exutoire des bassins est également exprimé par la dépendance des concentrations avec les débits observés, tel qu'illustré en figures 22 et 23. En période estivale, les concentrations demeurent relativement faibles, sous la barre des $0,5 \text{ mg N l}^{-1}$, alors que les prélèvements en azote des cultures est à son optimum, et que les écoulements au ruisseau sont au minimum. A la fin de l'automne, les concentrations observées témoignent d'un gradient à la hausse, alors que le prélèvement des cultures s'amenuise en période de recharge graduelle de la nappe d'eau superficielle. Les concentrations relativement plus élevées observées en fin d'automne 2015 surviennent après un automne particulièrement clément, favorable à la minéralisation du pool d'azote du sol et au stockage de reliquats de la fertilisation azotée dans le profil de sol.

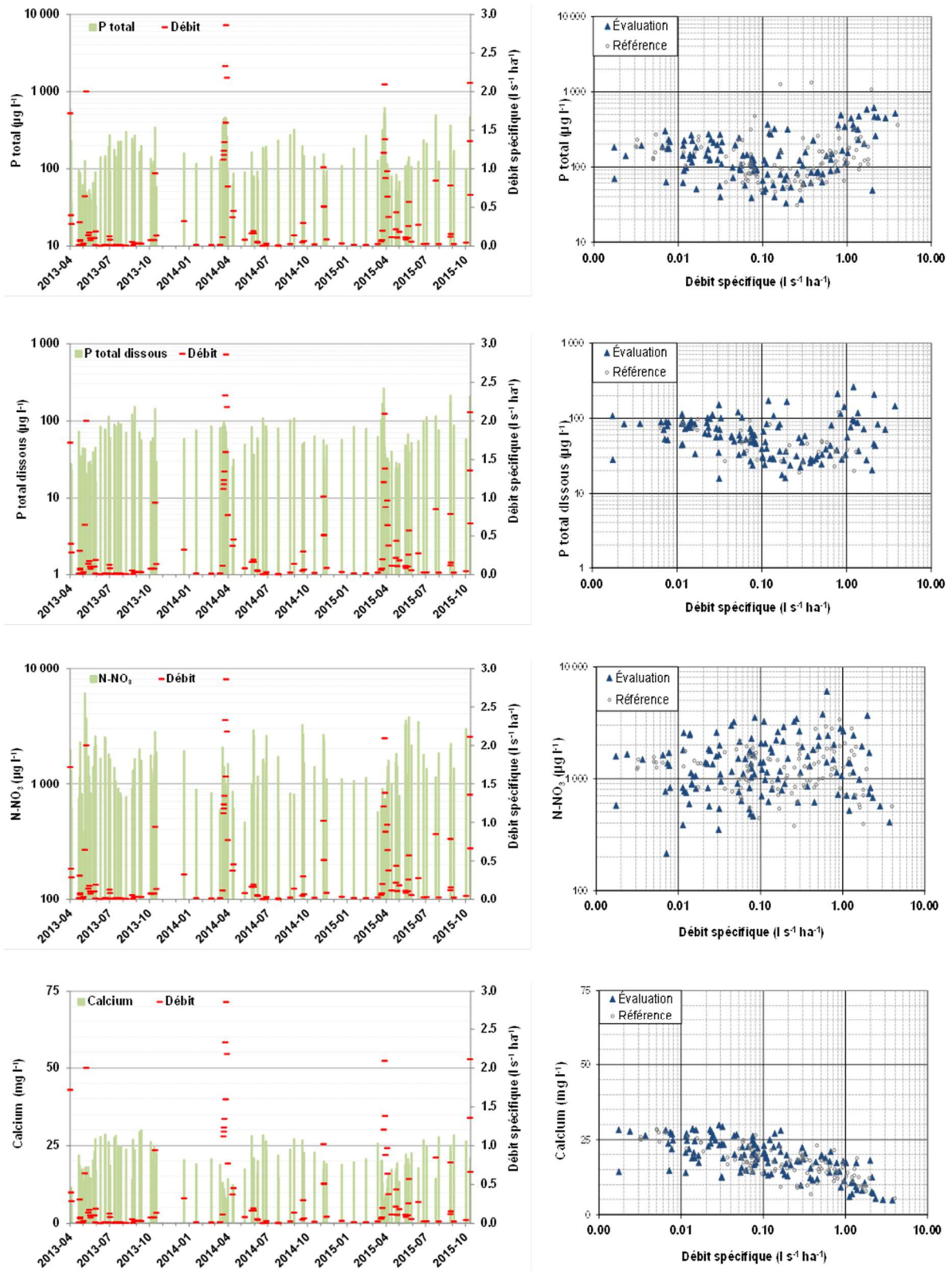


Figure 22. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station de la rivière Noire pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.

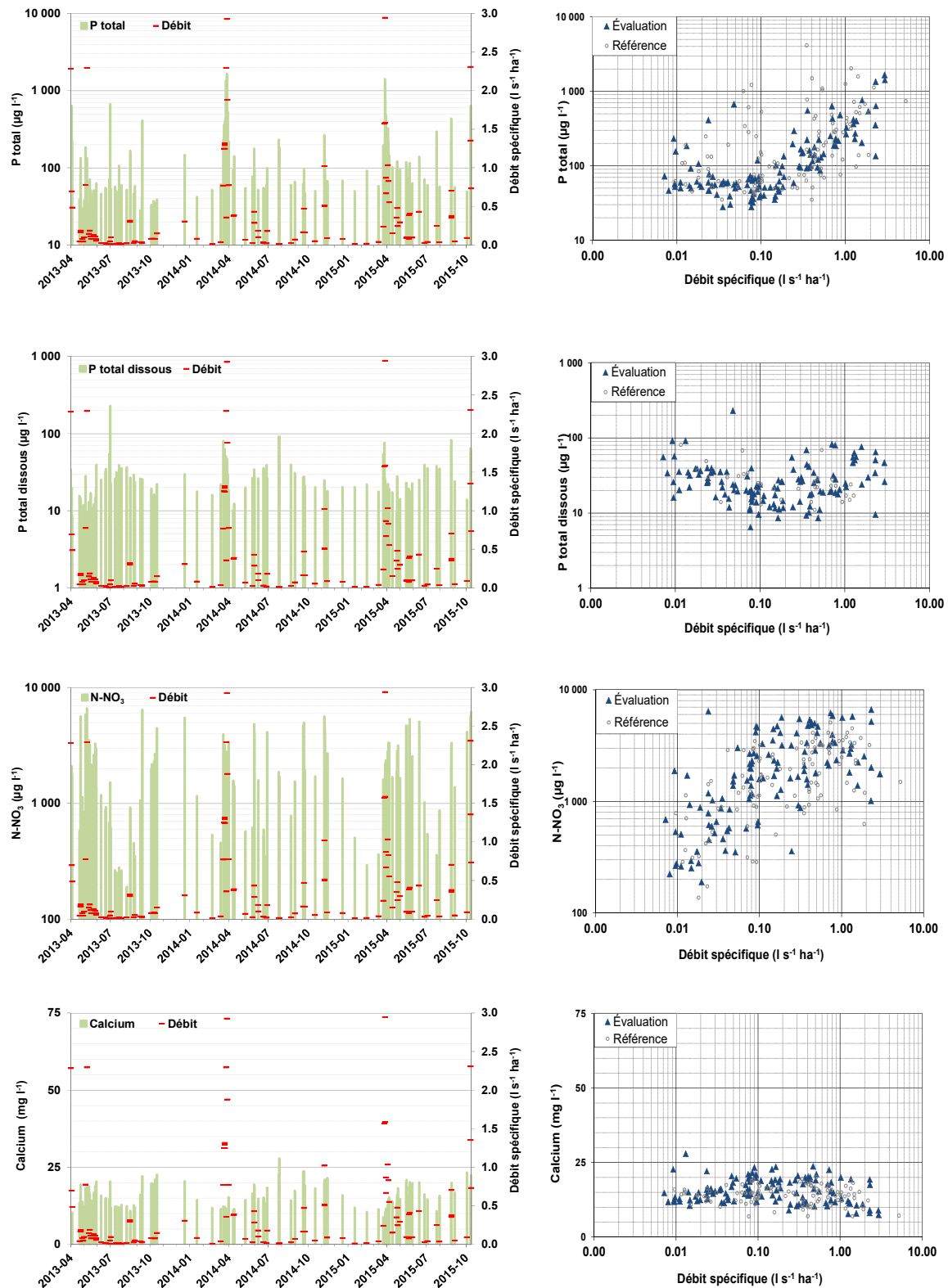


Figure 23. Concentrations observées en P total, P soluble, nitrates et calcium en fonction de la date d'échantillonnage et du débit spécifique à la station de la rivière Brûlée pour la période d'évaluation 2013-2015 et la période de référence 2009-2011.

En amont de l'exercice de modélisation des concentrations des nutriments, les relations entre les quatre variables expliquées (P_{total} , P_{soln} , NO_3 et Ca) et les six variables explicatives mises à profit dans les modèles de régression ont été investiguées au moyen d'une analyse de leurs corrélations linéaires simples. Le Tableau 16 rapporte les corrélations significatives déterminées entre les variables explicatives et expliquées, et ce de façon distincte pour les strates d'écoulement de base et la strate de crue.

Systématiquement, le débit et la turbidité apparaissent corrélés positivement avec les concentrations en MES et en phosphore total pour les deux bassins en période de crue des ruisseaux. Dans l'ensemble, ces relations témoignent du cheminement privilégié du phosphore (à dominance particulaire) et des sédiments dans le ruissellement de surface. Les corrélations inverses des concentrations en MES et du phosphore total avec le signal de conductivité électrique de l'eau et la teneur en calcium confirment le même phénomène. En effet, l'augmentation de la concentration en électrolytes de la colonne d'eau témoigne de la contribution croissante de l'écoulement souterrain au débit total du ruisseau.

Dans la strate d'écoulement de base, la corrélation négative entre les concentrations en phosphore total et dissous dans la rivière Noire est caractéristique de contributions ponctuelles de P au cours d'eau. L'augmentation du débit du ruisseau contribue alors à la dilution des apports ponctuels de P. À la rivière Brûlée, la même corrélation négative avec le débit est observée pour le P en solution, reflétant vraisemblablement le phénomène, les sources ponctuelles de P étant par nature à dominance soluble. La corrélation du débit de base de la rivière Brûlée est cependant corrélée positivement avec la concentration en P total. La remise en suspension de P particulaire stocké dans le réseau hydrographique lors des hausses de débit expliquerait cette corrélation, en cohérence la corrélation également positive de la concentration en MES avec le débit.

En ce qui a trait aux concentrations en nitrates, les fortes corrélations positives avec la conductivité des eaux et la concentration en calcium dans la strate de crue des deux bassins témoignent du transfert essentiellement souterrain de cette forme d'azote vers le ruisseau.

Tableau 16. Coefficients de corrélation de Spearman entre les concentrations instantanées en nutriments (N, P et Ca) des eaux des rivières Noire et Brûlée avec les observations en continu des rivières pertinentes au débit, à la conductivité et à la turbidité.

Micro-bassin de la rivière Noire (Témoin)									
	Débit	Turbidité	Conductivité	$\Delta Q/\Delta t$	Ca	MES	P total	P total dissous	N-NO3
Débit		0,75 ***	-0,8 ***	NS	-0,55 ***	0,66 ***	0,57 ***	0,35 **	NS
Turbidité	NS		-0,58 ***	NS	-0,44 ***	0,66 ***	0,66 ***	0,44 **	NS
Conductivité	-0,61 ***	NS		NS	0,84 ***	-0,65 ***	-0,42 ***	NS	0,51 ***
$\Delta Q/\Delta t$	NS	NS	NS		NS	NS	NS	NS	-0,35 **
Ca	-0,5 ***	NS	0,73 ***	NS		-0,69 ***	-0,48 ***	NS	0,61 ***
MES	0,23 *	0,52 ***	NS	NS	NS		0,86 ***	0,42 **	-0,19 *
P total	-0,35 **	0,31 **	0,62 ***	NS	0,51 ***	0,32 **		0,72 ***	NS
P total dissous	-0,42 ***	NS	0,61 ***	0,24 *	0,52 ***	NS	0,79 ***		NS
N-NO3	NS	NS	NS	NS	0,51 ***	NS	NS	NS	
Micro-bassin de la rivière Brûlée (Intervention)									
	Débit	Turbidité	Conductivité	$\Delta Q/\Delta t$	Ca	MES	P total	P total dissous	N-NO3
Débit		0,74 ***	-0,31 **	NS	-0,3 **	0,67 ***	0,66 ***	0,37 **	NS
Turbidité	0,23 *		-0,46 ***	NS	-0,5 ***	0,75 ***	0,77 ***	NS	NS
Conductivité	NS	-0,21 *		NS	0,73 ***	-0,39 **	-0,38 **	NS	0,54 ***
$\Delta Q/\Delta t$	NS	NS	NS		NS	NS	NS	NS	NS
Ca	NS	NS	0,76 ***	NS		-0,5 ***	-0,47 ***	NS	0,68 ***
MES	0,46 ***	0,56 ***	NS	NS	NS	0 ***	0,98 ***	0,42 **	NS
P total	0,29 **	0,47 ***	NS	NS	NS	0,86 ***		0,51 ***	NS
P total dissous	-0,28 **	NS	NS	NS	NS	0,24 *	0,52 ***		NS
N-NO3	0,68 ***	NS	0,49 ***	NS	0,67 ***	0,34 **	0,24 **	-0,24 *	
	Corrélations pour la strate de crue.								
	Corrélations pour la strate de débit de base.								
*** ***, Respectivement significatif au taux de probabilité P< 0,05, 0,01, 0,001.									

3.2.3.2 Modélisation des séries temporelles des flux et détection de gradients inter-périodes.

Rappelons que la démarche retenue dans le traitement et l'analyse des observations de Ca, N et P comprenait quatre étapes, dont successivement :

- la détermination d'un modèle statistique de prédiction des concentrations instantanées pour chaque nutriment à l'étude;
- la génération des séries temporelles des concentrations instantanées, sur la base des modèles de prédiction des concentrations en nutriments;
- la génération des séries temporelles des flux instantanés de nutriments, suivant le produit du débit instantané observé avec la concentration prédite de chaque nutriment à l'étude.
- et enfin détection de différences significatives dans les concentrations et flux instantanés de nutriments entre les deux périodes à l'étude (référence : 2009-2011 vs évaluation :2012-2015).

La modélisation statistique des concentrations instantanées en phosphore total (Ptotal), phosphore réactif soluble (Psoln), nitrates (NO3) et Ca a mis à profit les observations en continu du débit et de sa variation ($\Delta Q/\Delta t$: taux de crue vs décrue), des signaux de conductivité électrique et de turbidité mesurés en continu, de même que la saison (production vs hiver) et la période (référence vs évaluation). Des modèles de régression distincts ont ainsi été générés pour les strates d'écoulement de base et de crue des ruisseaux, suivant la démarche décrite en section Méthodologie (2.2).

Les tableaux 17 et 18 présentent les résultats des 32 modèles finaux de régression linéaire obtenus pour chacun des nutriments à l'étude, et ce pour les strates distinctes d'écoulement de base et de crue. Rappelons que deux types de modèles ont été développés dans la prédiction des concentrations des différents paramètres de qualité de l'eau, soit un modèle complet à six variables explicatives mettant à profit les observations des sondes multi-paramètres (Tableau 17), et un modèle réduit à quatre variables explicatives, sans contribution des observations des sondes (Tableau 18). L'application du modèle réduit est destinée à l'estimation des flux en période de couvert de glace, alors que les sondes multi-paramètres sont remises. Pour l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau à l'étude, les modèles complets offrent un meilleur ajustement aux observations de qualité de l'eau que les modèles réduits, tels qu'en témoigne les R^2 ajustés rapportés aux tableaux 17 et 18. Au plan méthodologique, ce constat témoigne de la pertinence d'intégrer les signaux géochimiques (turbidité et conductivité) dans la prédiction de la concentration des paramètres de qualité de l'eau. Le gain dans l'ajustement des prédictions est considérable par rapport aux méthodes classiques de modélisation des variables de qualité de l'eau qui reposent essentiellement sur la variabilité du débit. Les performances des 32 modèles retenus sont cependant variables. Celles-ci sont commentées dans les sections suivantes du rapport dédiées aux différents paramètres de qualité de l'eau à l'étude.

Tableau 17. Modèles complets de régression linéaire expliquant la variabilité des observations instantanées de concentrations en phosphore, nitrates et calcium (variables expliquées) par le débit et autres paramètres de qualité mesurés en continu (conductivité, turbidité) pour les strates de débit de crue et de base.

Variable expliquée	Résultats en log	Station	Strate de débit	Estimateurs des paramètres du modèle de régression						Ajustement du modèle			
				Intercepte	Période ¹	Saison ²	Débit (log)	Pente $\Delta Q/\Delta t^3$	Turbidité (log)	Conductivité	Nombre d'observations	CV (%)	R ² ajusté
Ca	non	CN	Crue	3,082	-0,502	3,070				43,24	90	16	0,80
Ca	non	CN	Etiage	5,767	1,248	4,278				26,53	96	16	0,48
N_NO3	oui	CN	Crue	-0,555	0,076	0,164	0,235			1,54	90	219	0,30
N_NO3	oui	CN	Etiage	-0,318		0,256	0,145	-1,993		0,59	96	242	0,14
P total	oui	CN	Crue	0,828		-0,217	0,390		0,456	1,93	90	12	0,50
P total	oui	CN	Etiage	1,348				0,906	0,250	1,02	96	9	0,38
P tot dissous	oui	CN	Crue	0,500			0,402		0,280	1,89	59	15	0,28
P tot dissous	oui	CN	Etiage	1,347				0,938		1,04	79	10	0,26
Ca	non	CB	Crue	3,085	-0,819	2,738				60,43	74	14	0,72
Ca	non	CB	Etiage	2,359		-2,295	-1,680			83,15	97	15	0,55
N_NO3	oui	CB	Crue	-0,343			0,191			3,54	74	53	0,32
N_NO3	oui	CB	Etiage	-0,971		-0,149	0,326			7,09	97	694	0,61
P total	oui	CB	Crue	1,329	-0,104	-0,196	0,239		0,562		74	14	0,56
P total	oui	CB	Etiage	1,888			0,207		0,335	-1,74	97	15	0,32
P tot dissous	oui	CB	Crue	0,921			0,293			1,33	46	16	0,17
P tot dissous	oui	CB	Etiage	1,207			-0,149		0,163		78	17	0,11

¹ Valeur = 1 si l'observation a été faite pendant la période d'évaluation (années 2013, 2014 et 2015) sinon la valeur = 0.

² Valeur = 1 si l'observation a été faite durant la saison de croissance (du 1^{er} mai au 30 novembre) sinon la valeur = 0.

³ Augmentation ou diminution moyenne du débit durant l'heure suivante et précédente (l sec⁻¹ ha⁻¹)

Tableau 18. Modèles réduits de régression linéaire expliquant la variabilité des observations instantanées de concentrations en phosphore, nitrates et calcium (variables expliquées) par le débit strates de débit de crue et de base.

Variable expliquée	Résultats en log	Station	Strate de débit	Estimateurs des paramètres du modèle de régression					Ajustement du modèle		
				Intercepte	Période ¹	Saison ²	Débit (log)	Pente $\Delta Q/\Delta t^3$	Nombre d'observations	CV (%)	R ² ajusté
Ca	non	CN	Crue	15,684		5,033	-5,420		115	21	0,59
Ca	non	CN	Etiage	16,740		2,798	-4,408		115	18	0,27
N_NO3	oui	CN	Crue	-0,038	0,072	0,217			115	197	0,23
N_NO3	oui	CN	Etiage	-0,031		0,132		-1,905	115	270	0,09
P total	oui	CN	Crue	1,896	0,083	-0,155	0,416	0,357	115	13	0,33
P total	oui	CN	Etiage	2,020			-0,148	1,690	115	10	0,10
P tot dissous	oui	CN	Crue	1,396	0,129		0,254		70	16	0,14
P tot dissous	oui	CN	Etiage	1,762		-0,080	-0,157	1,161	88	10	0,14
Ca	non	CB	Crue	13,921		3,839	-2,221		98	22	0,33
Ca	non	CB	Etiage	14,263	1,442				127	23	0,03
N_NO3	oui	CB	Crue	0,214	0,114	0,076	0,111		98	65	0,05
N_NO3	oui	CB	Etiage	0,166			0,440		127	475	0,41
P total	oui	CB	Crue	1,966		-0,253	0,695		98	15	0,46
P total	oui	CB	Etiage	2,212	-0,180	-0,111	0,268		127	17	0,23
P tot dissous	oui	CB	Crue	1,216	0,075	-0,079	0,204		55	16	0,14
P tot dissous	oui	CB	Etiage	1,484	-0,084		-0,045		98	18	0,01

¹ Valeur = 1 si l'observation a été faite pendant la période d'évaluation (années 2013, 2014 et 2015) sinon la valeur = 0.

² Valeur = 1 si l'observation a été faite durant la saison de croissance (du 1^{er} mai au 30 novembre) sinon la valeur = 0.

³ Augmentation ou diminution moyenne du débit durant l'heure suivante et précédente (l sec⁻¹ ha⁻¹)

Les séries chronologiques des flux de sédiments, de phosphore, de nitrates et de calcium pour les deux micro-bassins sont illustrées en figure 24. Rappelons que ces séries générées au pas de temps de 15 minutes combinent les résultats des modèles complets (avec sondes en place) et réduits (pour la période sous couvert de glace) dans l'estimation des concentrations instantanées des nutriments. Celles-ci sont ensuite multipliées par les mesures de débit instantanés afin d'obtenir les séries de flux instantanés (15 minutes) respectifs de chaque bassin.

Les tableaux 19 et 20 rapportent les mêmes résultats, colligés respectivement sur une base annuelle et sur la base des strates de débits (Base vs crue) et de saisons (production vs hiver). La présentation des charges par unité de superficie des bassins (charges spécifiques en kg ha^{-1}) et rapportées sur une base annuelle facilite les comparaisons entre les micro-bassins et les périodes. La présentation des résultats suivants les strates de débit et les saisons (tableau 20), supporte pour sa part l'interprétation des effets de la saisonnalité, des conditions hydrologiques et des différentes périodes sur l'évolution des concentrations et des flux de nutriments.

Enfin, les résultats de la détection de différences significatives dans les concentrations et les flux de sédiments et de nutriments entre les périodes à l'étude (Référence vs Évaluation) sont présentés au tableau 21. Tel que décrit en section méthodologique, cette détection a été supportée par des analyses de covariance (ANCOVA) appliquées aux observations de concentration et de flux instantanées du micro-bassin Intervention (rivière Brûlée), en utilisant les observations du micro-bassin Témoin (rivière Noire) en covariable. Plus ou moins 220 paires d'échantillons de qualité de l'eau ont été mis à profit dans cet exercice pour les paramètres de MES, nitrates et Ca, et environ 150 paires d'observations pour le P dissous.

Les sections suivantes commentent successivement, pour chaque paramètre de qualité de l'eau à l'étude, les résultats de la modélisation des concentrations et des flux, les bilans des charges et les détections de différences inter-périodes.

3.2.3.1.1 Phosphore.

Modélisation des concentrations.

Dans l'ensemble, les concentrations en P total témoignent d'une forte variabilité en fonction des débits aux exutoires des deux bassins à l'étude. La variabilité des concentrations de P total du bassin Brûlée démontre cependant une corrélation plus étroite avec le débit dans la strate de crue (figure 23). Cette distribution est caractéristique de la nature particulière du P exporté et de ses origines diffuses, fortement dépendante des conditions hydrologiques. Au bassin de la rivière Noire, les concentrations observées en P total demeurent généralement inférieures à celles du bassin de la rivière Brûlée (figure 24), reflétant une occupation agricole moins intensive et des charges de sédiments moins élevées.

Les modèles complets de prédiction des concentrations en phosphore total (Tableau 17), présentent un bon ajustement dans la strate de crue pour la rivière Brûlée (R^2 ajusté de 0,56) et la rivière Noire (R^2 ajusté de 0,50). Rappelons ici que la strate de crue est associée à la plus large part des sédiments exportés annuellement (87 à 95%; tableau 20). Dans la strate d'écoulement de base, l'ajustement à la baisse des modèles (R^2 ajusté de 0,32 et 0,38) témoigne

de la dispersion des valeurs de concentrations par rapport au débit, tel qu'illustrée en figures 22 et 23. Cette dispersion reflète les phénomènes de dilution et de resuspension de composantes particulaires du P associés aux fluctuations mineures de l'écoulement de base et évoqués précédemment.

Dans l'ensemble, les modèles réduits et complets de régression générés pour l'explication des concentrations en P total témoignent du contrôle hydrologique sur les exportations de phosphore en période de crue dans les deux micro-bassins à l'étude. Dans les modèles réduits (quatre variables explicatives) le débit des ruisseaux contribue à expliquer significativement la variation des concentrations en P total. Conceptuellement, cette relation traduit l'augmentation de la charge particulaire de phosphore, fraction dominante de la charge totale de P, découlant de l'augmentation de l'intensité du ruissellement de surface. En modèles complets, les corrélations négatives entre les concentrations instantanées de P total et les concentrations en calcium ou la conductivité électrique de l'eau des ruisseaux (Tableau 17) témoignent du même phénomène, soit le cheminement privilégié du P particulaire via le ruissellement de surface. La contribution significative de la saison dans l'explication des concentrations en phosphore associées aux crues des deux bassins reflète pour sa part l'intense activité hydrologique de surface en période de flush printanier.

Charges annuelles.

Considérant l'ensemble de la période de suivi hydrologique 2009-2015, les charges annuelles de phosphore total exportées des micro-bassins à l'étude demeurent les plus élevées de tout le réseau des dix bassins de l'Observatoire, exception faite des bassins versants de la rivière Esturgeon, en Montérégie Ouest (Michaud et al., 2012a). Néanmoins, les flux de P total de la rivière Brûlée diminuent considérablement depuis la période de référence ($2,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) à la période d'évaluation ($1,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), tel que rapporté au Tableau 19. Les flux demeurent similaires pour les mêmes périodes au bassin de la rivière Noire, variant de $0,86$ à $0,93 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ce gradient à la baisse sera confirmé par l'analyse de covariance des observations de concentrations et des flux de phosphore, dont les résultats sont présentés en section suivante du rapport.

Malgré la baisse observée en période d'évaluation, les concentrations et flux de P demeurent considérablement plus élevés à la rivière Brûlée qu'à la rivière Noire pour les deux périodes à l'étude. En période de référence, le flux de P total est ainsi 3,5 plus élevé à la rivière Brûlée qu'à la rivière Noire. Le ratio des flux Brûlée/Noire passe à 2,5 en période d'évaluation. Plusieurs facteurs contribuent vraisemblablement à des taux d'exportation aussi contrastés entre les bassins. D'abord, l'occupation agricole relativement plus importante du micro-bassin Brûlée (55% de la superficie totale) que celle de la rivière Noire (47%) y favorise un taux d'exportation de P élevé. La présence des coulées argileuses dans le paysage de la rivière Brûlée contribuent également à une vulnérabilité accrue aux exportations de P, fortement associées au processus d'érosion des sols. Il est cependant estimé que les taux élevés de pertes de sol et de phosphore du micro-bassin de la rivière Brûlée reflètent surtout l'importance relative des cultures annuelles dans les rotations de cultures.

Tableau 19. Concentrations moyennes pondérées pour le débit et charges spécifiques de MES, de phosphore, d'azote et de calcium estimées aux exutoires des bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015) dérivées des séries chronologiques issues des 32 modèles de régression linéaire propres à chaque variable, micro-bassin et strate de débit.

Paramètre de qualité de l'eau	Période de référence, septembre 2009 à octobre 2011				Période d'évaluation, avril 2013 à novembre 2015			
	Bassin Noire		Bassin Brûlée		Bassin Noire		Bassin Brûlée	
	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Conc. (µg l ⁻¹)
Matières en suspension ¹	304	48 582	1 041	151 245	288	60 919	639	119 629
Phosphore total	0.93	149	2.3	424	0.86	183	1.3	235
Phosphore total dissous	0.29	47	0.2	24	0.26	56	0.14	26
Nitrates	7.0	1 124	14	2 361	6.3	1 337	13	2 509
Calcium	89	14 299	95	13 894	68	14 392	75	14 137
Hauteur d'eau exportée	1 317 mm		1450 mm		1 256 mm		1 417 mm	
Durée du monitoring	769 jours		769 jours		970 jours		970 jours	

(1) Les charges de MES ont été estimées sur la base des observations de turbidité.

Tableau 20. Lames d'eau, charges et concentrations moyennes pondérées pour le débit en MES, phosphore, azote et calcium par strates de débits (crue vs base) et de saison (production vs hiver) estimées aux exutoires des bassins de la rivière Noire et de la rivière Brûlée en période de référence (2009-2011) et d'évaluation (2013-2015).

Micro-bassin de la rivière Noire							
Limite de débit spécifique (l sec ⁻¹ ha ⁻¹) : Période (mois/jour) :		Période de référence			Période d'évaluation		
		Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 1	Strate 2	Strate 3
		< 0,127	> 0,127	> 0,127	< 0,127	> 0,127	> 0,127
		05/01 - 12/01 12/01 - 05-01			05/01 - 12/01 12/01 - 05-01		
Nombre de jours		496	142	130	751	124	95
Lame d'eau exportée	Total	209 mm	529 mm	578 mm	238 mm	386 mm	632 mm
	Moyenne journalière	0,42 mm/jour	3,72 mm/jour	4,44 mm/jour	0,32 mm/jour	3,11 mm/jour	6,66 mm/jour
Matières en suspension	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	11	94	198	11	55	222
	Concentration (µg / l)	11 466	37 436	72 176	12 244	37 946	93 239
Phosphore total	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	0,10	0,35	0,49	0,11	0,24	0,51
	Concentration (µg / l)	100	137	177	126	166	214
Phosphore total en solution	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	0,05	0,13	0,11	0,06	0,09	0,12
	Concentration (µg / l)	55	50	41	61	62	50
Nitrates	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	1,1	3,6	2,3	1,2	2,7	2,4
	Concentration (µg / l)	1 106	1 432	849	1 329	1 845	1 027
Calcium	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	18	41	30	19	26	23
	Concentration (µg / l)	18 305	16 365	10 962	21 119	17 716	9 791
Micro-bassin de la rivière Brûlée							
Limite de débit spécifique (l sec ⁻¹ ha ⁻¹) : Période (mois/jour) :		Période de référence			Période d'évaluation		
		Strate 1	Strate 2	Strate 3	Strate 1	Strate 2	Strate 3
		< 0,127	> 0,127	> 0,127	< 0,127	> 0,127	> 0,127
		05/01 - 12/01 12/01 - 05-01			05/01 - 12/01 12/01 - 05-01		
Nombre de jours		472	148	149	709	150	112
Lame d'eau exportée	Total	214 mm	561 mm	675 mm	291 mm	425 mm	701 mm
	Moyenne journalière	0,45 mm/jour	3,78 mm/jour	4,54 mm/jour	0,41 mm/jour	2,84 mm/jour	6,29 mm/jour
Matières en suspension	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	32	325	685	14	102	522
	Concentration (µg / l)	30 989	121 986	213 699	13 140	63 632	197 837
Phosphore total	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	0,12	0,72	1,45	0,09	0,27	0,90
	Concentration (µg / l)	114	271	454	79	166	343
Phosphore total en solution	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	0,03	0,06	0,07	0,03	0,04	0,07
	Concentration (µg / l)	30	23	23	26	24	27
Nitrates	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	1,2	6,4	6,7	1,7	5,3	6,4
	Concentration (µg / l)	1 188	2 414	2 104	1 549	3 306	2 426
Calcium	Charge (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	15	42	38	18	28	30
	Concentration (µg / l)	14 626	15 662	11 958	16 277	17 200	11 391

Au cours de la période d'étude 2009-2015, les parcellaires agricoles des deux micro-bassins ont en effet connu une intensification importante de leurs systèmes de culture. Pour les années de référence 2010 et 2013, tel que rapporté au Tableau 4, la proportion des cultures de maïs et de soya au micro-bassin de la rivière Noire passe de 16 à 36% de la superficie totale en culture. A la rivière Brûlée, le même ratio passe de 54% en période de référence, à 72% des superficies des cultures. L'augmentation est essentiellement tributaire de l'augmentation des superficies en maïs grain, aux dépens des prairies. L'évolution dans la vocation du parcellaire en culture reflète le déclin graduel du nombre de fermes en production laitière et un marché des grains favorable à la production de maïs.

Les taux d'exportations de P observés aux exutoires des rivières suivent étroitement les flux de sédiments observés pour les deux périodes à l'étude, reflétant la nature particulière dominante du P exporté. A la rivière Brûlée, 93% de la charge totale de P est de nature particulière en période de référence (89% en période d'évaluation), ce qui traduit l'importance des phénomènes d'érosion comme principal vecteur de transfert de P dans la région d'étude. Par ailleurs, les richesses modérées du sol en P des sols (85% du parcellaire sous le seuil de 5% de saturation en P; Tableau 6), ne prédisposent pas à l'enrichissement du ruissellement en forme soluble et réactive de P.

Pour les mêmes périodes, la fraction dissoute du P total à l'exutoire de la rivière Noire demeure constante, présentant un ratio P dissous/P total de 31 %. Puisque le gradient de richesse des sols n'explique pas le contraste dans les formes de P exportés des deux rivières, la nature relativement plus soluble des exportations de P à la rivière Brûlée reflète plutôt son bilan des apports de P à la surface du sol près de deux fois plus important ($45 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) que celui estimé pour la rivière Brûlée ($24 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), tel que rapporté au tableau 8. La contribution dominante des engrais de ferme aux apports totaux de P et l'importance des superficies en prairie (55% des superficies en culture) convergent dans l'explication de la nature soluble des charges exportées. D'une part, les taux d'épandage ciblés sur les besoins en N des cultures génèrent nécessairement des taux excédentaires de P. D'autre part, la concentration relativement faible du ruissellement de surface en MES sous couvert de prairie favorise une spéciation dissoute du P total exporté, tel que démontré en conditions expérimentales au Québec (Michaud et Laverdière, 2004).

Des contributions ponctuelles de P présumées plus importantes de P à la rivière Noire favorisent également la nature soluble du P exporté. En effet, les émissions de charges ponctuelles de P se distinguent généralement des sources diffuses par une composition dominée par les formes dissoutes. Tel que rapporté antérieurement, la dispersion des observations de concentration en P dans la strate d'écoulement de base des rivières (figure 22 et 23) évoque une contribution relativement plus importante de charges ponctuelles dans le micro-bassin de la rivière Noire. Une appréciation relative des sources ponctuelles et diffuses de P au cours d'eau est reflétée par la répartition des charges de P suivant les strates de débit des cours d'eau. Cette indication est basée sur le principe qu'en écoulement de base de la rivière, les conditions hydrologiques ne prédisposent pas au transfert diffus de nutriments. Sur cette base, 11-13% de la charge totale de P de la rivière Noire est associée à des contributions diffuses, soit le double de la proportion établie suivant la même méthode à la rivière Brûlée (5-7%).

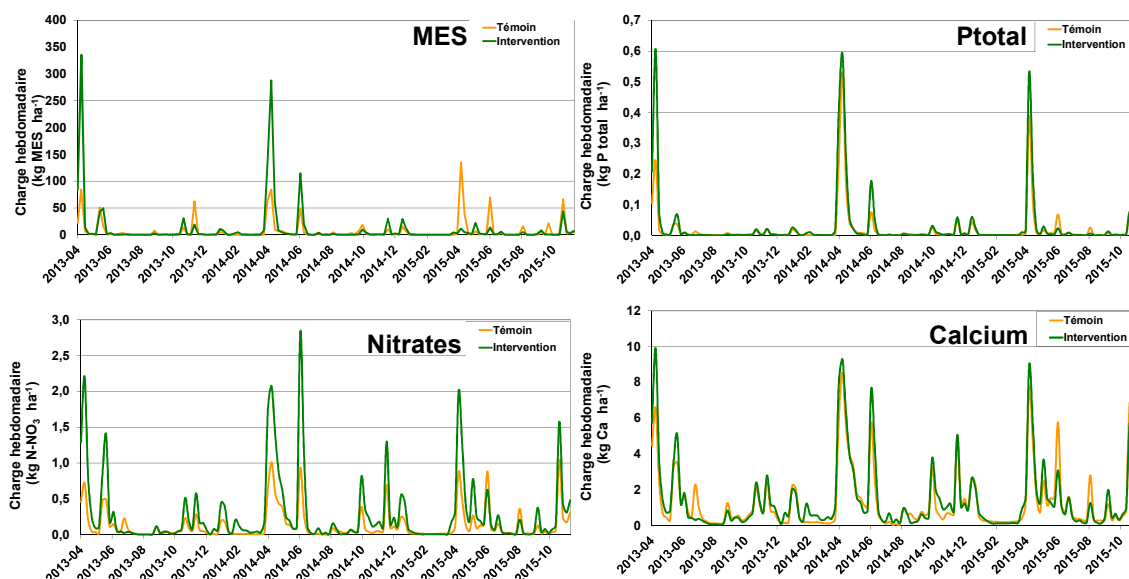


Figure 24. Comparaison de l'évaluation des flux hebdomadaires de matières en suspension, P total, nitrates et calcium dans le bassin témoin (bassin Noire) et le bassin intervention (bassin Brûlée) de la rivière Champlain pour la période d'évaluation 2013-2015.

Distribution saisonnière des exportations.

Tel qu'évoqué antérieurement, la très large part du P exporté des micro-bassins des rivières Brûlée et Noire, dans des proportions variant de 87 à 95% (Tableau 20), est associée à la strate de crue des cours d'eau. Les crues observées en saison hivernale et printanière sont à l'origine de la plus large part du P exporté. En période d'évaluation par exemple, les crues hivernales (décembre à avril) de la rivière Noire exportent deux fois plus de P à l'exutoire que celles observées en saison de production (mai à novembre). Au micro-bassin de la rivière Brûlée, les charges hivernales représentent plus du triple des charges observées en saison de production. Cette saisonnalité observée dans les charges de P reflète les différences observées dans les flux de sédiments charriés par les rivières. Les séries chronologiques de flux hebdomadaires de P total reproduites en figure 24 expriment bien cette distribution temporelle, centrée sur la crue printanière hâtive des eaux. La position élevée de la nappe d'eau conditionnent alors une saturation hâtive du sol en réponse aux précipitations et à la fonte du couvert de neige. Il en résulte un ruissellement de surface généré sur des portions variables du parcellaire en culture, à l'origine des phénomènes d'érosion et des transferts de phosphore particulaire associés aux sédiments charriés vers la rivière.

Au gradient saisonnier des flux de P, s'ajoute également un gradient dans leur spéciation. En effet, la proportion de P dissous par rapport à la charge de P total exporté ($P \text{ dissous} / P \text{ total}$) diminue considérablement en période hivernale (Tableau 20) dans les deux micro-bassins à l'étude. La solubilité du P exporté par les crues de la rivière Noire en saison de production, estimé à 37% du P total, diminue ainsi à 23% en saison hivernale en période d'évaluation (Tableau 20). Le même gradient saisonnier de solubilité du P des crues de la rivière Brûlée est exprimé par des ratios de l'ordre de 15% (hiver) et de 8% (saison de production) à la rivière Brûlée. Des charges relativement plus solubles et réactives en saison de production sont cohérentes avec la distribution saisonnière des apports de fertilisants phosphatés et des

processus de minéralisation du pool organique de P stimulés par des températures du sol élevées. Encore ici, le bilan des apports en P plus élevé et la prédominance des cultures de prairie seraient cohérents avec un contraste saisonnier relativement plus important dans la solubilité du P exporté du micro-bassin de la rivière Noire.

Gradient inter-périodes.

Les résultats de l'analyse de covariance (ANCOVA) des concentrations et des flux de P total au bassin de la rivière Brûlée, utilisant les observations de la rivière Noire en covariable, indiquent des réductions significatives entre les périodes de référence et d'évaluation de l'ordre de 43% et 33% respectivement (Tableau 21). Les pourcentages de réduction sont significatifs et indépendants des conditions hydrologiques, reflétant un modèle de régression à pentes égales pour les deux périodes, tel qu'illustré en figure 25 (concentrations) et en figure 26 (flux).

Tableau 21. Résultats de l'analyse de covariance de l'effet de la période (Référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur le débit et les paramètres de qualité de l'eau de la rivière Brûlée (bassin Intervention), utilisant les observations appariées de la rivière Noire (bassin témoin) en covariable.

			Valeur F des effets fixes			Moyenne des moindres carrés ²		Différence	
Paramètre	Type de modèle final ¹	Degré de liberté (den)	Période	Covariable	Covariable X Période	Période de référence	Période d'évaluation	(%) ³	P>t
Débit (mm jr ⁻¹)	MU	219	-	1422	-	1,5	1,5	Nulle	NS
Conc. MES (mg l ⁻¹)	PD	217	25	-	105	44	18	-60%	<,001
Flux MES (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PD	217	31	-	370	611	264	-57%	<,001
Conc. Ptotal (ug l ⁻¹)	PE	218	15	96	-	166	95	-43%	<,001
Flux Ptotal (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	PE	218	10	981	-	1,7	1,1	-33%	0,003
Conc. Pdissois (ug l ⁻¹)	MU	148	-	78	-	25	25	Nulle	NS
Flux Pdissois (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	MU	148	-	573	-	0,24	0,24	Nulle	NS
Conc. Ca (mg l ⁻¹)	PE	218	98	47	-	14	15	6%	0,042
Flux Ca (g ha ⁻¹ jr ⁻¹)	MU	219	-	1004	-	222	222	Nulle	NS

¹ PD: Pentes de régression distinctes pour les deux périodes; PE: Pentes de régression égales pour les deux périodes; MU: Modèle unique pour les deux périodes.

² Valeurs anti-log des moyennes pour la valeur médiane (D50) de la covariable (valeur du bassin témoin) excepté pour les concentrations de calcium (le log n'a pas été appliqué).

³ Le pourcentage exprimant la différence est calculé ainsi : (Évaluation-Référence) ÷ Référence.

Des gradients à la baisse aussi importants dans les concentrations en P total au bassin de la rivière Brûlée sont cohérents avec ceux détectés pour les concentrations et les flux de sédiments MES. Globalement, la réduction significative du flux de phosphore de l'ordre de 33% détectée par l'analyse ANCOVA à la rivière Brûlée (Tableau 21) reflète la réduction relative des charges de sédiments à l'exutoire du Brûlée en période d'évaluation (35%). La cohérence des réductions des exportations de sédiments et de phosphore détectées dans la rivière Brûlée en période d'évaluation confirme que l'érosion des sols était le principal vecteur d'exportation de phosphore du micro-bassin. La nature essentiellement particulière du P

exporté à l'exutoire de la rivière Brûlée et rapportée précédemment (95% du P total en période d'évaluation) supporte également cette interprétation.

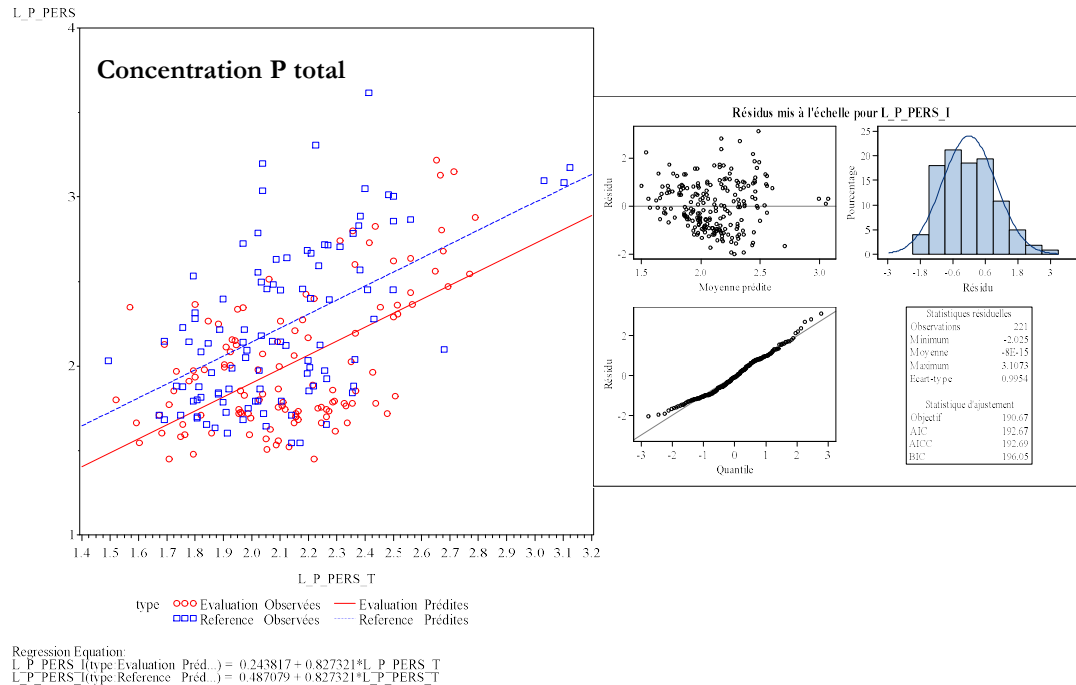


Figure 25. Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur les concentrations instantanées de phosphore total à la rivière Brûlée (bassin Intervention), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable.

La réduction de la concentration et du flux de P total, à l'instar de celle détectée pour les sédiments, est attribuée au traitement systématique des foyers d'érosion diagnostiqués sur les 20 fermes du bassin versant du micro-bassin de la rivière Brûlée en période de référence. Tel qu'évoqué précédemment (section 3.1), les principaux problèmes rencontrés consistaient en des bris de talus en lien avec le parcours concentré du ruissellement de surface, l'accès d'animaux aux cours d'eau, de bandes riveraines trop étroites, des coulées dépourvues de végétation et en proie à l'érosion, et des sols à nu (Tchouansi, 2012; 2014). Les actions entreprises par les entreprises agricoles et leurs conseillers (Tableau 12) se sont ainsi traduites en réduction tangible des exportations de sédiments et du phosphore particulaire qui lui est associé. Il n'est pas à la portée de la présente étude d'évaluer les contributions respectives des actions agroenvironnementales réalisées dans le bassin versant sur le bilan des exportations des sédiments et du phosphore. Le contrôle des foyers d'érosion au champ et en rive, l'aménagement des bandes riveraines, le retrait des animaux des cours d'eau, le reboisement de coulées et la pratique de culture sur résidus ont vraisemblablement tous contribué à des degrés divers à réduire les charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire de la rivière. La réponse significative de la qualité de l'eau implique d'une part que les principaux foyers d'érosion du bassin versant ont été bien ciblés, et que le résultat découle de l'ensemble des solutions adaptées aux problématiques rencontrées.

Rappelons en terminant que l'atténuation des flux de sédiments et de phosphore particulaire est détectée malgré un accroissement significatif des superficies en culture de maïs grain en cours de projet (Tableau 4). La pratique généralisée de la culture sur résidus dans le micro-bassin versant aurait ainsi contribué à contenir les processus d'érosion par ruissellement au champ en période d'évaluation. La réduction des superficies en culture de soya au micro-bassin Brûlée (Tableau 4) au cours de la même période aurait possiblement aussi contribué à limiter l'exposition des sols au processus d'érosion, compte tenu de la faible protection anti-érosive offerte par les résidus de cette culture. Au final, la réduction observée des flux de sédiments et de phosphore, malgré le gradient dans l'augmentation des superficies en maïs largement aux dépens des prairies, témoigne de l'efficacité de l'aménagement des terres et des pratiques culturales anti-érosives mis en œuvre dans le micro-bassin.

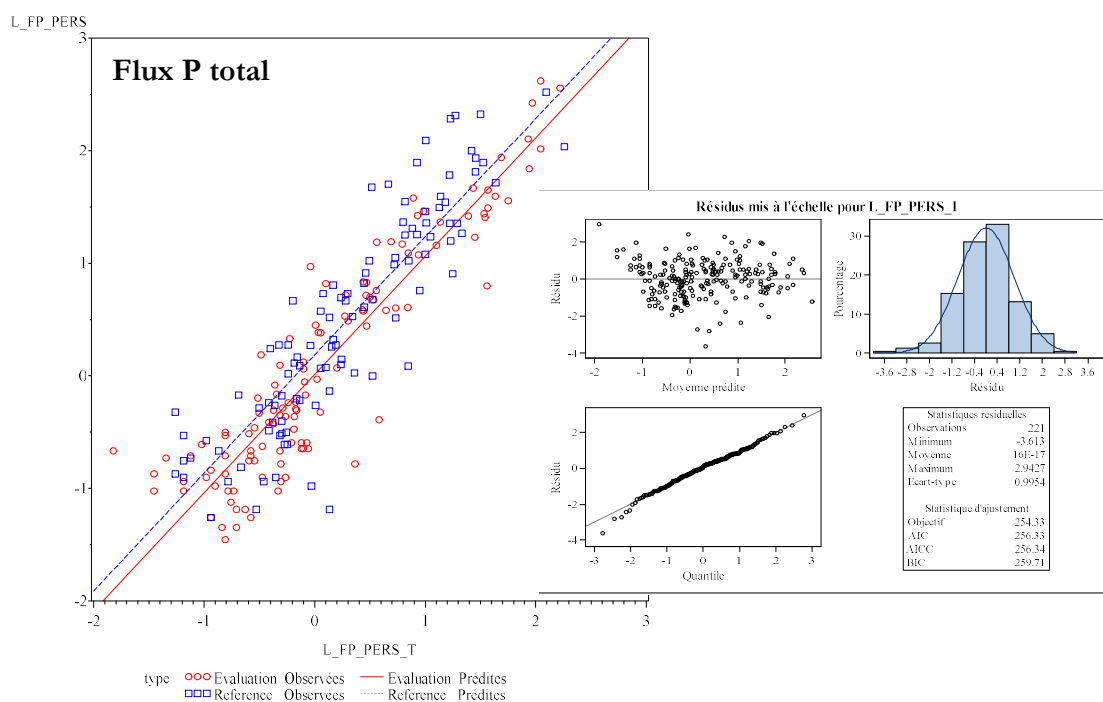


Figure 26. Analyse de covariance de l'effet de la période (référence 2009-2011 vs évaluation 2013-2015) sur les flux instantanés de phosphore total à la rivière Brûlée (bassin Intervention), utilisant les observations de la rivière Noire en covariable.

3.2.3.1.2 Calcium.

Modélisation des concentrations.

Les modèles complets et réduits de prédiction des concentrations en calcium sont bien ajustés aux observations et reflètent le contrôle essentiellement hydrologique de la variabilité du Ca. Le débit à lui seul s'avère ainsi un excellent bon prédicteur de la concentration en Ca dans les modèles réduits, associés à des R^2 ajustés de l'ordre de 0,59 et 0,33 pour les rivières Noire et Brûlée, respectivement, dans la strate de crue (Tableau 17). La chute des concentrations en Ca durant les crues reflète la contribution croissante du ruissellement de surface au débit du ruisseau, typiquement moins chargée en calcium que les eaux de drainage ou de résurgence de la nappe au cours d'eau. Dans les modèles complets, les signaux de conductivité accroissent l'ajustement des prédictions de concentrations en calcium aux observations, avec des R^2 ajustés qui atteignent respectivement 0.80 et 0.72 dans la strate de crue des ruisseaux des rivières Noire et Brûlée, respectivement.

Gradients saisonniers.

L'augmentation de la teneur en Ca des crues des deux rivières en saison de production (mai-novembre) est suggérée par la contribution significative du paramètre de saisonnalité des modèles de régression (Tableau 17). Ce gradient suggère une influence plus marquée des sources de Ca (intrants saisonniers) en saison de production, de même que l'effet des crues hivernale et printanière sur le flush des électrolytes du sol et la réduction résultante de la concentration en Ca du ruisseau.

Les tableaux 19 et 20 rapportent les concentrations et les flux de calcium résultant des modèles de régression, exprimés respectivement sur une base annuelle, puis différenciés par strate de débit et de saison. Tant sur une base saisonnière, annuelle ou par strate de débit, les moyennes de concentrations en Ca pondérées pour le débit diffèrent très peu entre les micro-bassins versants. Dans les deux micro-bassins, les concentrations se distinguent nettement à la baisse lors des crues hivernales (décembre à avril), représentatives des plus fortes composantes de ruissellement de surface au débit global des ruisseaux. La concentration moyenne en Ca pondérée de la strate de débit de crue hivernale de la rivière Noire ($9,8 \text{ mg l}^{-1}$) est inférieure à celle de la rivière Brûlée ($11,4 \text{ mg l}^{-1}$), reflétant le même gradient que celui exprimé par les signaux de conductivité électrique. La cohérence des observations issues du sondage continu de la conductivité et des dosages ponctuels du Ca des eaux des rivières supporte le constat d'une activité hydrologique de surface relativement plus importante à la rivière Noire (Tableau 14).

Gradient inter-périodes.

L'analyse ANCOVA des observations appariées de concentration en Ca des ruisseaux témoigne d'un gradient faible, mais significatif, suggérant une augmentation de la concentration en Ca à la rivière Brûlée de l'ordre de 6% en période d'évaluation (Tableau 21). L'interprétation à donner à une augmentation de la concentration en Ca des eaux de la rivière Brûlée tiendrait à un parcours souterrain des eaux favorisé en période d'évaluation, relativement à la période de référence. Ce gradient serait tributaire des effets de l'aménagement des terres et des pratiques culturales de conservation (cultures sur résidus) sur l'infiltration de l'eau dans le sol et l'atténuation proportionnelle du ruissellement de surface. Rappelons que l'analyse ANCOVA utilise les observations de la rivière Noire en covariable (micro-bassin

Témoin) dans la détection d'un effet de la période sur les observations de la rivière Brûlée, minimisant ainsi l'effet des fluctuations du régime hydrique. Un résultat significatif milite ainsi pour une influence de la gestion du parcellaire dans l'explication d'un cheminement souterrain des eaux favorisé en période d'évaluation dans le bassin Brûlée.

3.2.3.1.3 Nitrates.

Modélisation des concentrations.

L'ajustement des modèles de prédictions de la concentration en nitrates des deux ruisseaux est acceptable, malgré des R^2 ajustés compris entre 0,30 et 0,32 dans la strate de crue (modèles complets), considérant que les concentrations observées plafonnent à des taux relativement faibles ($5,0 \text{ mg l}^{-1}$), tel qu'illustré précédemment pour les deux périodes d'étude (Figures 22 et 23). Les modèles de régression retenus indiquent que débit et la conductivité électrique contribuent conjointement, et significativement, à expliquer les concentrations en NO_3 des eaux des ruisseaux dans les deux rivières, tant en crue qu'en écoulement de base. Conceptuellement, les modèles lient l'entraînement des nitrates à l'activité hydrologique accrue dans les micro-bassins. Cet entraînement est cependant tributaire du parcours souterrain des eaux dans les micro-bassins, tel qu'indiqué par le signe positif du paramètre de régression associé à la conductivité électrique de la colonne d'eau à l'exutoire de la rivière. Rappelons que l'écoulement souterrain est en effet typiquement associé à une conductivité plus élevée que le ruissellement de surface. En somme, les modèles de prédiction des concentrations des nitrates des deux rivières témoignent du parcours souterrain privilégié des nitrates depuis la couche arable des sols jusqu'à la rivière.

Les concentrations moyennes annuelles en nitrate pondérées pour le débit de la rivière Brûlée ($2,3$ à $2,5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$) demeurent néanmoins deux fois plus élevées que celles observées à la rivière Noire pour les périodes correspondantes ($1,1$ à $1,3 \text{ mg N-NO}_3 \text{ l}^{-1}$), tel que rapporté au Tableau 19. La comparaison des flux annuels suit le même gradient, soit de 7 à $6 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à la rivière Noire, contre 14 à $13 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à la rivière Brûlée. Ces différences s'expriment particulièrement lors des crues, tant hivernale qu'en saison de production (Tableau 20). Les bilans agronomiques annuels des apports en azote estimés pour les deux micro-bassins n'expliquent cependant pas ce gradient des charges à l'avantage de la rivière Brûlée. Au contraire, le bilan agronomique des superficies en culture estimé pour le micro-bassin de la rivière Noire ($38 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$) est plus élevé que dans celui de la rivière Brûlée ($6 \text{ kg N ha}^{-1}\text{an}^{-1}$).

Trois facteurs contribueraient à expliquer un gradient des flux de nitrates en apparente contradiction avec le bilan des apports en azote. D'abord, rappelons que l'occupation agricole du territoire est relativement plus importante dans le micro-bassin de la rivière Brûlée. Les charges spécifiques annuelles moyennes de nitrates exportées, rapportées uniquement sur la base des superficies en culture, se situent ainsi entre 13 et $15 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à la rivière Noire, contre 24 à $26 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ pour la rivière Brûlée.

En second lieu, le cheminement souterrain des eaux favorisé dans le micro-bassin de la rivière Brûlée, favorise également la migration des nitrates. En effet, une hauteur d'eau totale exportée supérieure à la rivière Brûlée, doublée d'une proportion plus importante de l'eau évacuée par les voies souterraines (73% vs 63% aux rivières Brûlée et Noire en période d'évaluation,

respectivement; Tableau 14) font en sorte qu'au final, la hauteur d'eau drainée y est supérieure. Pour la période d'évaluation par exemple, les séparations des hydrogrammes des deux rivières situent ainsi l'écoulement d'origine souterraine à l'exutoire de la rivière Brûlée à 1031 mm, contre 795 mm à la rivière Noire (Tableau 14). Un bilan hydrologique favorisant l'écoulement souterrain contribuerait ainsi au gradient observé dans les flux de nitrates, compte tenu que ces derniers empruntent essentiellement les voies souterraines dans leur migration vers la rivière.

Enfin, un flux de nitrates relativement plus important en période hivernale témoigne de reliquats d'azote plus importants dans les champs du bassin Brûlée après les récoltes. Les contrastes dans les flux de nitrates exportés des micro-bassins sont en effet plus importants en période de crue hivernale (décembre à avril) qu'en saison de production (Tableau 20). En période d'évaluation par exemple, le flux hivernal de nitrates cumule à $6,4 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à la rivière Brûlée, contre seulement $2,4 \text{ N-NO}_3 \text{ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ à la rivière Noire.

D'autre part, les concentrations instantanées de nitrates observées dans les crues de la rivière Brûlée démontrent une dépendance au débit plus marquée qu'à la rivière Noire, tel qu'illustré par la distribution des observations de concentrations par rapport aux débits des micro-bassins illustrées en figures 22 et 23. Ce contrôle hydrologique sur les concentrations en nitrates, conjugué à l'importance des flux observés à la fin de l'hiver et au dégel printanier, témoignent de la disponibilité du stock d'azote à alimenter les écoulements souterrains en période de recharge de la nappe. Ailleurs au Québec, des stocks importants d'azote minéral du sol tributaires de la minéralisation des résidus de culture et des engrais de ferme en fin de saison ont été documentés (Chantigny et al. (2013), Michaud et al., 2014b) Dans le cas de la présente étude, il est présumé que la dominance des cultures de maïs grain dans le micro-bassin de la rivière Brûlée, (48% des superficies en culture en période d'évaluation) y a favorisé l'accumulation de reliquats de fertilisation dans le sol en fin de saison, alors que dans le micro-bassin de la rivière Brûlée, la prédominance des prairies (55%) soutenait le prélèvement d'azote à la fin de l'été et à l'automne.

Gradient inter-périodes.

L'analyse de covariance (ANCOVA) des concentrations en nitrates du bassin Brûlée, utilisant les observations appariées du bassin Noire en covariable, ne satisfait pas aux critères de validité du modèle. En effet, les nuages de points des concentrations du bassin intervention en fonction de celles du bassin témoin ne peuvent être représentés par une droite de régression.

Par ailleurs, les résultats de modélisations des concentrations en nitrates à la rivière Brûlée n'indiquent pas de contribution significative de la période dans l'explication de la variabilité des concentrations. Les concentrations en nitrates n'auraient donc été pas été affectées par les actions agroenvironnementales entreprises dans le bassin. Cette indication est cohérente avec la portée des actions entreprises, essentiellement ciblées sur les phénomènes d'érosion de surface.

3.2.4 Caractérisation des sources de sédiments et de phosphore

L'objectif principal du protocole expérimental de caractérisation des sources de sédiments et de phosphore du bassin versant de la rivière Brûlée consistait à distinguer les origines des fortes charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire du micro-bassin, notamment en lien avec l'érosion par ruissellement au champ et l'érosion riveraine. Tel que décrit antérieurement (section 3.2.2 et 3.2.3.1), les flux spécifiques de sédiments et de phosphore observés à l'exutoire du ruisseau Brûlé demeurent très élevés, soit les deuxièmes en importance parmi les dix micro-bassins de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface. La biodisponibilité de la charge globale de P exporté à l'exutoire du micro-bassin de la rivière Brûlée demeure également la plus faible des dix micro-bassins versants à l'étude (Michaud et al., 2012).

Le dispositif d'étude et l'approche analytique originale développée fait l'objet d'une présentation détaillée en section méthodologique (2.2.8). La démarche s'appuie sur la caractérisation de la spéciation du P, en posant l'hypothèse que les processus d'érosion riveraine génèrent des sédiments dont la teneur en P est moins riche et moins biodisponible que le P associé aux sédiments en provenance des champs.

Propriétés des sols.

Le tableau 22 présente les propriétés physico-chimiques des 30 échantillons composites de sols de rive et de champ prélevés dans le micro-bassin Brûlée suivant le dispositif illustré en Figure 12. Dans l'ensemble, les textures de sol et les capacités de fixation en P (reflétées par les teneurs en Al) sont variées, reflétant la diversité pédogénétique de la région d'étude. Les taux de matière organique des talus de rives sont nettement inférieurs à ceux des champs, reflétant la stratégie d'échantillonnage retenue. Celle-ci favorisait en effet des prélèvements de surface de la couche arable (sources de P du ruissellement de surface), de même que les horizons minéraux des talus (sources de P en lien avec l'érosion riveraine). La saturation en P des sols de surface demeurent relativement faible, bien en deçà des seuils critiques de vulnérabilité établis. Les teneurs en P réactif extrait à l'eau (Sissing) et à l'extractant Mehlich-III des sols de champ se distinguent à la hausse comparativement aux sols des talus, reflétant l'enrichissement hérité des pratiques de fertilisation des champs. Les teneurs en P total des sols de champ et de rive ne reflètent cependant pas les gradients observés pour les formes solubles et réactives de P. En effet, certaines couches minérales de sol des talus présentent des concentrations supérieures aux surfaces des couches arables. C'est le cas notamment des séries de sol Chaloupe et Achigan. Le transport préférentiel de P par la voie des écoulements souterrains latéraux des champs vers les talus demeure l'explication la plus plausible à l'explication de cet enrichissement.

Tableau 22. Propriétés physico-chimiques des sols de rive et de champ retenus pour la caractérisation des sources de sédiments et de phosphore au cours d'eau.

Série de sol	Source	Site	Texture	Sable (%)	Limon (%)	Argile (%)	pH *	M.O. (%)	P-Total mg/kg	P-Me3 mg/kg	P-Sissing mg/kg	ISP P/Al Me3	Al total mg/kg	Al-Me3 mg/kg	CEC Calcul mEq/100g
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CA	LOAM ARGILEUX	24	45	31	7,25	5,21	1 280	22,9	3,75	3,10%	18 086	738	20,5
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CB	LOAM ARGILEUX	25	45	30	7,1	5,82	1 366	47,4	5,81	6,92%	15 634	685	21,4
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CC	LOAM	33	41	26	7,02	5,15	1 420	35,5	4,04	4,50%	15 203	789	19,7
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA1	LOAM LIMONO-ARGILEUX	17	46	37	5,96	2,95	1 229	17	0,96	1,28%	24 614	1 325	19,5
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA2	LOAM LIMONO-ARGILEUX	16	45	39	6,01	2,49	1 331	23,4	0,77	1,34%	28 724	1 745	16,1
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA3	LOAM LIMONO-ARGILEUX	17	45	38	6,37	3,14	1 186	7,05	0,55	0,64%	23 037	1 099	19,1
Courval	Champ	Co-CD	LOAM	40	37	23	6,13	4,76	1 470	53,7	8,28	7,42%	14 291	724	17,7
Courval	Champ	Co-CE	LOAM ARGILEUX	34	30	36	6,46	5,43	1 375	56,7	8,41	6,57%	20 083	863	22,1
Courval	Champ	Co-CF	LOAM SABLO-ARGILEUX	49	21	30	6,37	5,1	1 461	53,4	4,11	4,39%	25 543	1 216	21,2
Courval	Rive	Co-RB1	LOAM	46	28	26	5,67	3,02	1 088	19,2	0,86	1,39%	20 654	1 381	17,4
Courval	Rive	Co-RB2	LOAM ARGILEUX	31	37	32	5,93	3,51	1 222	20,1	0,77	1,40%	24 885	1 439	18,9
Courval	Rive	Co-RB3	LOAM ARGILEUX	32	39	29	5,92	2,52	1 149	18,3	0,81	1,54%	21 387	1 191	17,8
Pontiac	Champ	Po-CG	LOAM ARGILEUX	35	30	35	6,21	5,78	1 428	31,1	2,64	2,57%	26 186	1 211	22,6
Pontiac	Champ	Po-CH	LOAM	35	42	23	6,17	6,78	1 306	19,2	1,04	1,33%	18 123	1 440	19,5
Pontiac	Champ	Po-CI	LOAM	34	42	24	6,13	5,12	1 424	19,7	1,16	1,49%	19 005	1 322	18,1
Pontiac	Rive	Po-RC1	LOAM	34	40	26	5,58	2,65	1 047	13	0,61	1,02%	20 125	1 277	15,8
Pontiac	Rive	Po-RC2	LOAM	45	30	25	6,73	2,11	1 448	13,8	0,92	1,74%	13 942	795	13,2
Pontiac	Rive	Po-RC3	LOAM	34	45	21	6,2	3,91	1 431	20,1	0,69	1,37%	21 953	1 471	16,5
Achigan	Champ	Ac-CJ	LOAM SABLEUX	68	18	14	6,48	5,18	839	23	0,99	1,54%	11 241	1 494	15,4
Achigan	Champ	Ac-CK	LOAM SABLEUX	82	4	14	6,96	5,13	941	21,6	0,81	1,51%	9 462	1 427	15,3
Achigan	Champ	Ac-CL	LOAM SABLEUX	80	10	10	6,7	4,66	1 182	55,2	2,64	3,93%	8 482	1 404	14,1
Achigan	Rive	Ac-RD1	LOAM SABLEUX	65	20	15	6,48	1,48	1 280	11,3	0,64	1,49%	9 371	756	8,55
Achigan	Rive	Ac-RD2	SABLE LOAMEUX	86	7	7	6,61	3,87	1 156	12,5	0,24	0,91%	6 562	1 369	13,8
Achigan	Rive	Ac-RD3	LOAM	41	33	26	5,81	2,99	1 101	11,3	0,32	1,10%	16 353	1 028	17,5
Chaloupe	Champ	Ch-CM	LOAM	37	43	20	6,54	6,03	1 308	34,9	1,93	3,32%	13 851	1 050	17
Chaloupe	Champ	Ch-CN	LOAM	41	40	19	6,9	4,44	1 339	45,5	4,08	5,10%	12 711	892	14,8
Chaloupe	Champ	Ch-CO	LOAM ARGILEUX	29	43	28	5,83	5,41	1 563	81,4	8,77	6,76%	16 259	1 205	19,3
Chaloupe	Rive	Ch-RE1	LOAM LIMONO-ARGILEUX	13	51	36	6,44	1,46	1 476	7,62	0,43	1,02%	15 990	744	15,2
Chaloupe	Rive	Ch-RE2	LOAM LIMONO-ARGILEUX	18	45	37	7,12	0,82	1 823	42	5,43	5,99%	14 127	701	13,5
Chaloupe	Rive	Ch-RE3	LOAM LIMONO-ARGILEUX	17	45	38	6,2	4,64	1 469	18,4	1,49	1,75%	23 580	1 052	22,2

Propriétés des suspensions de sol

Au plan méthodologique, la démarche de caractérisation des sources de P (rives et champs) repose sur la constitution de suspensions de sol qui s'apparentent aux propriétés des sédiments en suspension exportés à l'exutoire du micro-bassin lors des crues comportant une forte composante de ruissellement de surface. La figure 27 illustre l'analyse granulométrique réalisée au compteur de particules des sédiments en suspension dans des échantillons d'eau récoltés à l'exutoire du ruisseau Brûlée lors de trois crues à forte composante de ruissellement de surface. Les résultats confirment des distributions bimodales centrées sur des composantes colloïdale (< 1µm) et fine (5-10 µm) relativement homogènes pour les sédiments récoltés lors des trois crues à l'étude. Cette granulométrie des sédiments de la rivière Brûlée en période de crue est par ailleurs, à toutes fins pratiques, identique à celle décrite par Poirier et al.(2012) pour 20 sites d'échantillonnage d'eaux de ruissellement et de drainage d'un micro-bassin de la Montérégie. Les distributions granulométriques bimodales des matières en suspension (MES) apparaissaient homogènes, malgré des textures de sol fortement contrastées entre les champs à l'étude, et l'origine contrastée des échantillons, prélevés dans le ruissellement de surface ou les drains souterrains.

Les granulométries homogènes des sédiments observées pour la rivière Brûlée, et leur étroite similitude avec celles observées pour le ruissellement et l'eau de drainage en bassin agricole ailleurs au Québec, ont ainsi servi de balise dans la génération de suspensions de sol pour les

besoins du présent projet. Au final, le protocole de préparation des suspensions de sol de rive et de champs a fait en sorte d'exclure les particules en suspension dont le diamètre est supérieur à 53 μm . Ce plafond dans la grosseur des sédiments exportés est estimé conservateur et représentatif de la granulométrie des sédiments charriés par le ruissellement de surface et les crues de la rivière Brûlée.

Au plan physico-chimique, la relation entre les paramètres de concentrations en P total et de MES des solutions générées en laboratoire est également représentative de celle observée pour les échantillons prélevés en rivières, tel qu'illustré en figure 28a. Il en est de même pour la biodisponibilité du P particulaire (ratio P particulaire biodisponible : P particulaire) des mêmes échantillons. Tel qu'illustré en figure 28b, l'indice de biodisponibilité du P particulaire dans la rivière varie de façon importante dans la strate de débit de base, reflétant les cycles de réorganisation du stock de P dissous et sédimentaire déposé dans le réseau hydrographique. En régime de crue, la biodisponibilité du P particulaire tend cependant à se stabiliser autour de 20%, reflétant des apports sédimentaires récents. Les suspensions de sol constituées en laboratoire reflètent cette spéciation. Le tableau 23 et la figure 29 présentent les propriétés physico-chimiques des 30 solutions constituées à partir des sols de rive et de champ associées aux cinq séries de sol les plus représentatives du micro-bassin versant du bassin versant de la rivière Brûlée, suivant la méthodologie décrite préalablement en section 2.2.8. Les propriétés des suspensions de sol de champ et de rive sont commentées ci-après, dans la perspective de les différencier et de les utiliser à terme comme des traceurs de l'origine des sédiments et du P à l'exutoire de la rivière.

Phosphore réactif des suspensions de sol.

Dans l'ensemble, les solutions générées à partir des sols de champ génèrent des concentrations en P réactif soluble (PRS) plus élevées que les sols en rive (figure 29d). Les pratiques historiques de fertilisation et le prélèvement en surface de la couche arable des sols de champ expliquent ce gradient. L'indice de saturation en phosphore (ISP : $\text{P}/\text{Al Me3-P}$) de l'ensemble des sols à l'étude explique bien ($r^2=0,92$) la variabilité des concentrations en PRS générées dans les suspensions de sol (figure 30b), ce qui confirme la valeur diagnostique de l'ISP comme indicateur du risque environnemental de perte de PRS. La forte corrélation entre le P extrait à l'eau (Sissing) et à l'ISP (figure 30a) confirme également la pertinence de cet indicateur environnemental retenu dans la planification de la fertilisation phosphatée au Québec.

MES et P particulaire des suspensions de sol.

Sur le plan de la granulométrie, les concentrations en MES des solutions générées à partir des différentes séries de sol sont relativement homogènes, à l'exception de la série sablonneuse Achigan, dont la plus large part de la composition particulaire originale des échantillons a été exclue des suspensions après brassage et tamisage des MES ($<53 \mu\text{m}$). La teneur plus faible en MES des suspensions de sol de la série Achigan est par contre associée à une teneur en P relativement plus élevée de ses MES, en comparaison des autres séries de sol à l'étude (figure 29b). Cette teneur plus élevée en P total reflète les coefficients d'enrichissement des MES ($E=\text{P}_{\text{sed}}/\text{P}_{\text{sol}}$); figure 30e) relativement plus élevés pour la série Achigan que les autres séries de sol. Cette dynamique d'enrichissement des sédiments, bien que simulée en laboratoire, reflète celles observées dans le ruissellement de surface en conditions naturelles au Québec (Giroux et al., 2008), qui associent une plus forte teneur ou réactivité du P aux plus fines particules du sol.

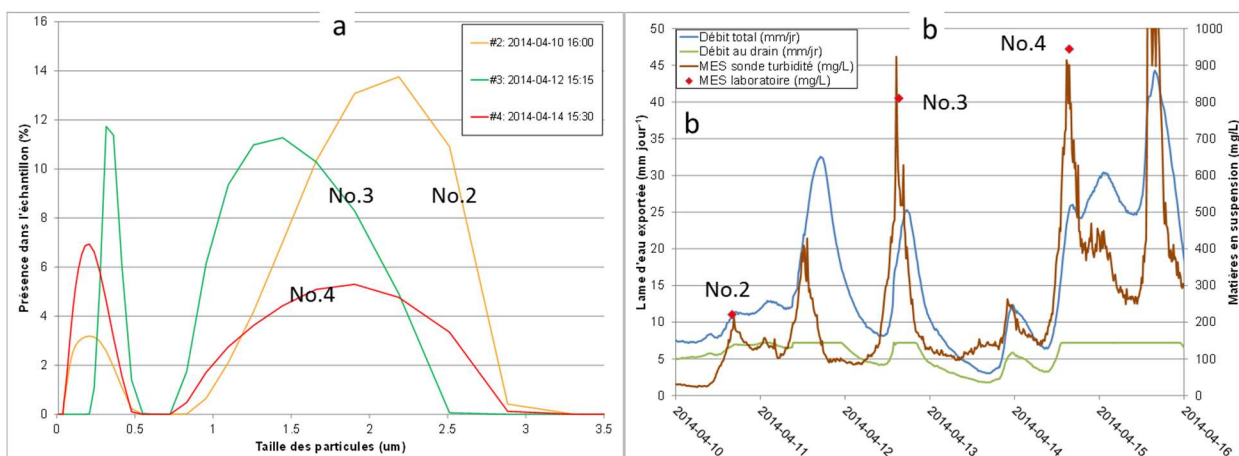


Figure 27. Distribution des diamètres de particules des matières en suspension de la colonne d'eau de le rivière Brûlée observée à son exutoire (a) et conditions hydrologiques prévalant au moment des échantillonnages des crues à forte composition de ruissellement de surface (b).

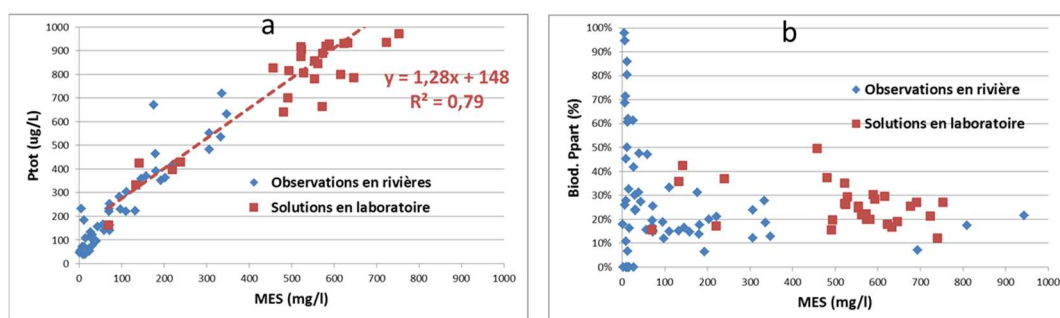


Figure 28. Comparaison des distributions des concentrations en P total des suspensions de sol générées en laboratoire et des observations en rivières en fonction des teneurs en MES (a) et comparaison des biodisponibilités du P particulaire pour les mêmes échantillons (b).

Tableau 23. Propriétés physico-chimiques des suspensions constituées à partir des sols de rive et de champ du bassin versant de la rivière Brûlée.

Série de sol	Source	Site	MES mg/l	P total ug/l	P particulaire ug/l	P NaOH+EDTA ug/l	P réactif ug/l	Psed	E Psed/Psol	P bio part/P part %
Achigan	Champ	Ac-CJ	239	429	421,74	164	8	1 765	2,10	37%
Achigan	Champ	Ac-CK	133	333	328,6	125	7	2 471	2,63	36%
Achigan	Champ	Ac-CL	141	425	410,4	189	15	2 911	2,46	42%
Achigan	Rive	Ac-RD1	220	398	394,1	76	8	1 791	1,40	17%
Achigan	Rive	Ac-RD2	69	162	160,21	31	6	2 322	2,01	16%
Achigan	Rive	Ac-RD3	491	701	695,7	115	6	1 417	1,29	16%
Chaloupe	Champ	Ch-CM	562	846	827,8	196	14	1 473	1,13	22%
Chaloupe	Champ	Ch-CN	522	917	892,9	259	22	1 711	1,28	27%
Chaloupe	Champ	Ch-CO	593	1071	1026,7	334	42	1 731	1,11	28%
Chaloupe	Rive	Ch-RE1	740	1157	1149,19	148	7	1 553	1,05	12%
Chaloupe	Rive	Ch-RE2	677	1400	1368,4	379	29	2 021	1,11	26%
Chaloupe	Rive	Ch-RE3	623	930	920,73	173	8	1 478	1,01	18%
Courval	Champ	Co-CD	524	904	864,7	263	36	1 650	1,12	26%
Courval	Champ	Co-CE	529	806	764	267	43	1 444	1,05	29%
Courval	Champ	Co-CF	457	828	798,1	421	25	1 746	1,20	50%
Courval	Rive	Co-RB1	481	641	640,004	248	9	1 331	1,22	37%
Courval	Rive	Co-RB2	616	800	795,46	244	8	1 291	1,06	30%
Courval	Rive	Co-RB3	554	781	778,06	208	9	1 404	1,22	26%
Pontiac	Champ	Po-CG	522	875	857,6	319	18	1 643	1,15	35%
Pontiac	Champ	Po-CH	554	856	849,97	220	9	1 534	1,17	25%
Pontiac	Champ	Po-CI	581	919	910,77	193	10	1 568	1,10	20%
Pontiac	Rive	Po-RC1	572	663	657,98	152	6	1 150	1,10	22%
Pontiac	Rive	Po-RC2	494	816	811,52	167	7	1 643	1,13	20%
Pontiac	Rive	Po-RC3	589	928	927,177	289	7	1 574	1,10	30%
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CA	646	786	768,7	159	13	1 190	0,93	19%
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CB	633	932	899,6	183	32	1 421	1,04	17%
Sainte-Rosalie	Champ	Ro-CC	574	888	864,6	196	24	1 506	1,06	20%
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA1	753	972	968,88	272	10	1 287	1,05	27%
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA2	691	1119	1117,89	312	8	1 618	1,22	27%
Sainte-Rosalie	Rive	Ro-RA3	723	934	934	208	8	1 292	1,09	21%

P total.

Bien que l'indice de saturation des sols en phosphore (ISP) traduise de façon précise la concentration de la fraction soluble de P dans les suspensions de sol, l'ISP s'avère un piètre indicateur de leur concentration en phosphore total (figure 30c). Ce constat s'explique simplement par le fait que la plus large part du P des suspensions de sol, à l'instar des eaux de rivières en milieu agricole, est sous forme particulaire.

Dans le présent volet d'étude, l'agitation et le tamisage des suspensions de sol à 53 µm simule, au plan conceptuel, les processus de tri et de sédimentation à l'œuvre en milieu naturel. Ceux-ci font en sorte que seul les particules fines contribuent ultimement au ruissellement et à la charge en rivière (Poirier et al., 2012). Un corollaire à ce phénomène est que les sols composés d'une proportion relativement plus importante de particules fines sont plus susceptibles de contribuer à la charge effective de P particulaire et de P total à la rivière. Ce phénomène est illustré dans la présente étude par l'expression des teneurs en P total des suspensions de sol (Figure 30d) en fonction de la teneur en P total du sol et du pourcentage de particules fines (<53 µm). Dans une perspective opérationnelle, cette relation suggère que la teneur en P total d'un sol donné, pondérée pour sa granulométrie fine (% classe < 53 µm) peut être utilisé à

titre d'indicateur simple du risque d'apport de P particulaire et total à la rivière. Un tel indicateur est par nature complémentaire à l'ISP, qui exprime pour sa part le risque de solubilisation du P réactif. Un indice de risque exprimé sur la base du P total est utile dans un contexte d'action agroenvironnementale, alors que le critère de qualité du milieu aquatique est exprimé sur la même base. En pratique, la prédiction de la charge exportée de sédiments devrait également être considérée, en complément de la teneur prédite des sédiments fins en P total, afin de produire une estimation de concentration ou de charge en P total à la rivière.

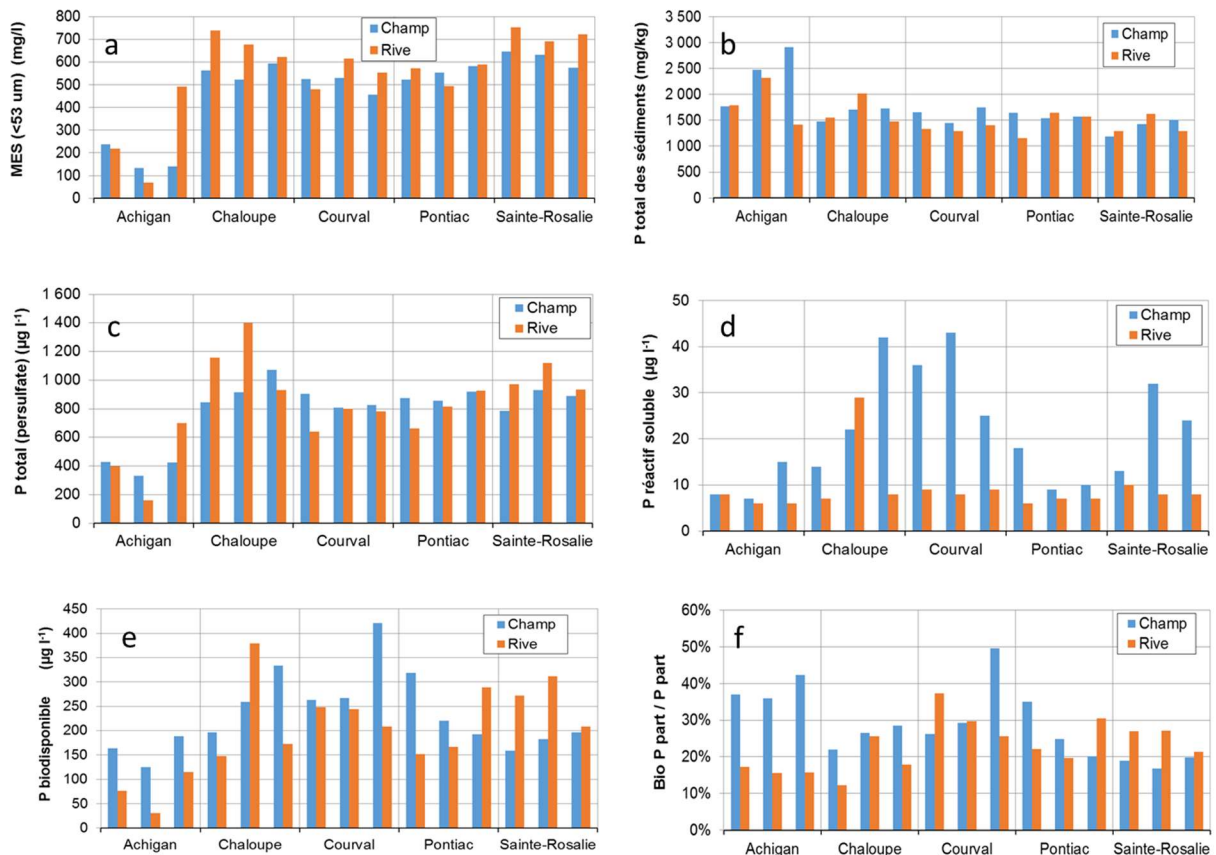


Figure 29. Concentrations des matières en suspension (<53 μm) et spéciation du phosphore dans les suspensions de sols des 30 échantillons de rive et de champ prélevés dans le micro-bassin versant de la rivière Brûlée.

P biodisponible des suspensions de sol.

La concentration en phosphore biodisponible dans le ruissellement intègre une composante réactive dissoute, et une composante particulaire biodisponible. Différents dispositifs à l'échelle parcellaire ont démontré une forte variabilité de la biodisponibilité du phosphore particulaire, qui a été lié à l'enrichissement du sol en P (Michaud et Laverdière, 2004; Giroux et al., 2008). Cette propriété peut être exprimée par le coefficient de biodisponibilité du P particulaire ($C_{BioP_{part}}$) qui exprime la proportion biodisponible du P particulaire. Puisque la majeure partie du P biodisponible est généralement contenue dans la phase particulaire, ce coefficient est un indicateur déterminant sur le plan de l'évaluation de la pression environnementale d'une source donnée de phosphore.

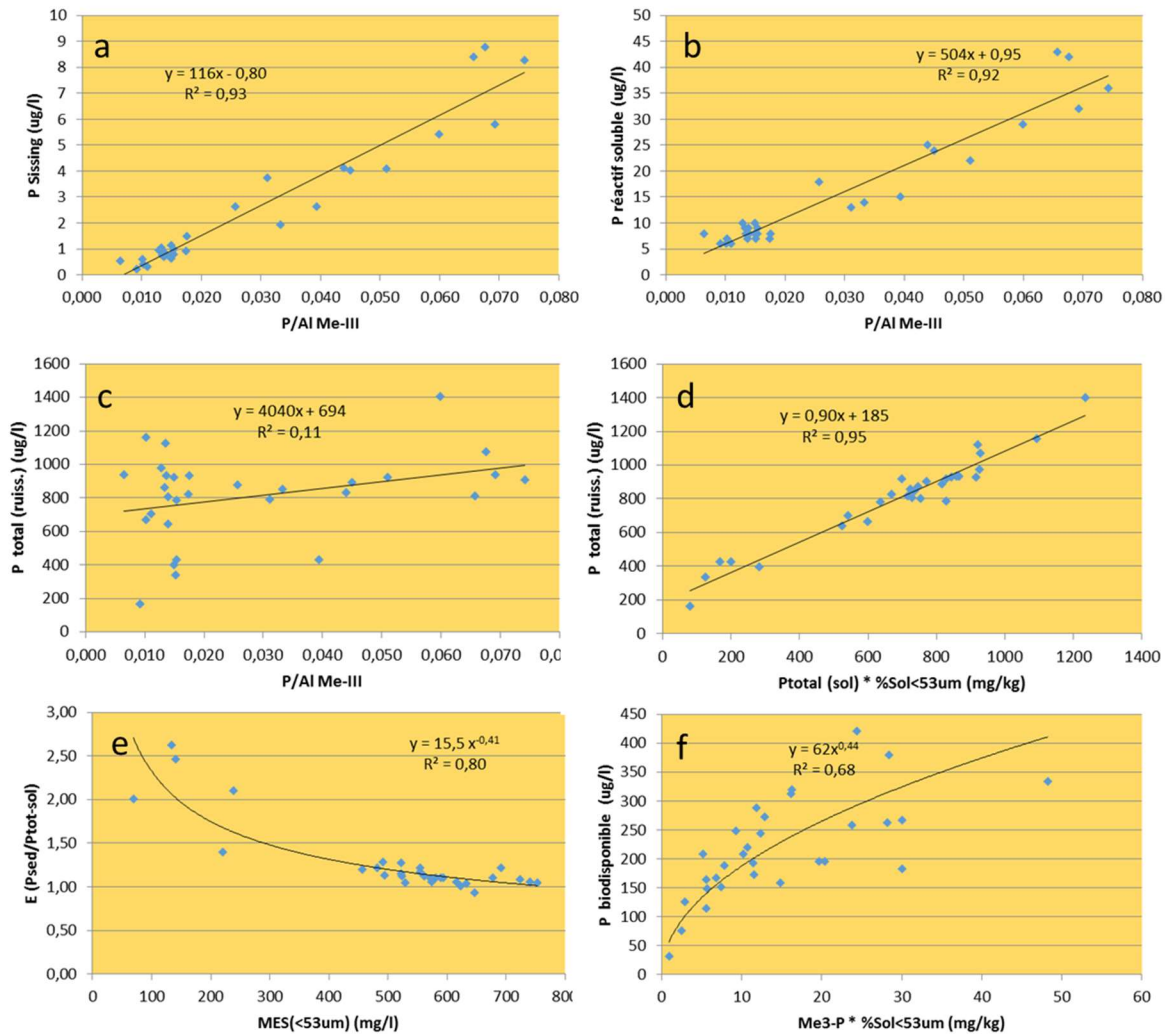


Figure 30. Corrélations entre les formes de phosphore et les matières en suspensions présentes dans les suspensions de sols des 30 échantillons de rive et de champ prélevés dans le micro-bassin versant de la rivière Brûlée.

Les concentrations en P biodisponible des suspensions de sol générées en laboratoire témoignent d'une très grande variabilité, de l'ordre d'un minimum à $30 \mu\text{g l}^{-1}$ pour la rive de la série Achigan à plus de $420 \mu\text{g l}^{-1}$ pour le sol de champ de série Courval. À l'instar du P total des suspensions de sol, les concentrations en P biodisponible sont relativement bien exprimées par le dosage du sol en P assimilable (P extrait au Mehlich-III P) pondéré par la teneur en particules fines de l'échantillon de sol original (Figure 30f). Les C_{BioPpart} des suspensions de sol varient pour leur part de 12 à 50% (Figure 29f). Cette importante variabilité reflète les C_{BioPpart} observés pour le ruissellement de surface dans le cadre de différents dispositifs d'étude au Québec (Michaud et Laverdière, 2004; Giroux et al., 2008). Il est cependant constaté que les suspensions générées à partir des échantillons de sol de rive ou de champ ne se distinguent pas. En fait, à l'exception de la série de sol sablonneuse Achigan, la biodisponibilité du P particulière des suspensions de sol de rive est équivalente, voire parfois supérieure à celle des champs. Ce constat invalide complètement l'hypothèse de départ, à savoir que les sédiments en provenance des champs se démarqueraient par une biodisponibilité du P particulière plus élevée, héritée de l'enrichissement des sols par les pratiques de fertilisation. La spéciation du P des sols de rive et de champ, telle que supportée dans le cadre de la présente étude, ne peut donc pas être utilisée comme traceur de l'origine des sédiments.

Si l'hypothèse de la traçabilité des sédiments et du phosphore est invalidée, les observations sur la biodisponibilité du P des champs et des rives conduisent néanmoins à d'importantes implications opérationnelles. Une explication plausible à une biodisponibilité élevée en profondeur (20-30 cm) de la couche minérale du sol en rive tiendrait à un enrichissement en phosphore au fil du temps, favorisé par l'écoulement préférentiel souterrain des eaux du champ. Rappelons que la stratégie d'échantillonnage des rives a ciblé des zones situées sur le parcours concentré du ruissellement de surface, une localisation aussi favorable aux écoulements latéraux en provenance du champ. La présence d'horizons de sol aux textures contrastées en profondeur, de même que l'inclinaison du terrain favorisent également la génération de ce type d'écoulement. Sylvain (2014) a décrit à l'aide de traceurs des mouvements d'eau digités très rapides dans un champ de la Beauce. La concentration des traceurs dans le ruisseau, le sol de la bande riveraine et l'eau récoltée par les plaques lysimétriques témoignent d'importants transferts par voies préférentielles, du champ au ruisseau.

Aussi, bien qu'il ne soit pas possible dans le cadre de ce volet d'étude de proposer une séparation des charges de sédiments et de P suivant une origine en rive ou en champ, les observations en P colligées dans le cadre de la présente étude indiquent néanmoins que l'érosion riveraine peut contribuer de façon significative aux exportations de P, caractérisées par un degré relativement élevé de biodisponibilité. Ce constat est cohérent avec la réduction tangible des exportations de sédiments et de phosphore détectée dans le cadre de cette étude, en réponse au contrôle des principaux foyers d'érosion diagnostiqués à l'échelle du micro-bassin versant.

Les résultats de ce volet d'étude confirment par ailleurs l'intérêt et la faisabilité de proposer un nouvel indicateur de risque environnemental de perte de phosphore des sols agricoles qui reflète à la fois la réactivité chimique du P (actuellement déterminée par l'indice de saturation en P), de même que l'influence de la granulométrie du sol sur l'entraînement préférentiel des plus fines particules enrichies en phosphore biodisponible.

4 CONCLUSION

Entre 2009 et 2015, les suivis hydrologiques mis en place aux exutoires des micro-bassins des rivières Brûlée et Noire, affluents de la rivière Champlain en Mauricie, ont permis de décrire de façon détaillée les cheminements de surface et souterrain des eaux, de même que les mobilisations de sédiments, de phosphore et d'azote au pas de temps de 15 minutes, l'année durant. Des différences dans les réponses hydrologiques des micro-bassins à l'étude ont été observées, reflétant leurs paysages, les propriétés de leurs sols et l'occupation du territoire. Les hauteurs d'eau annuelles relativement plus élevées de la rivière Brûlée témoignent de sa proportion relativement plus importante de sols caractérisés par un mauvais drainage naturel. Une proportion relativement plus importante de terres drainées y favorise cependant l'évacuation souterraine des eaux excédentaires, alors que le ruissellement de surface est relativement plus important dans son bassin jumeau de la rivière Noire.

En ce qui a trait aux nitrates (NO_3) le suivi hydrologique témoigne de flux à la rivière Brûlée ($13\text{--}14 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) deux fois plus élevés que ceux observés à la rivière Noire ($6\text{--}7 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Trois facteurs sont proposés dans l'explication de cet important gradient. D'une part, l'occupation agricole du territoire est relativement plus étendue dans le micro-bassin de la rivière Brûlée. Des écoulements souterrains relativement plus importants y favorisent également la migration des nitrates. Enfin, l'accumulation de reliquats de fertilisation dans le sol en fin de saison est avantagée dans le micro-bassin de la rivière Brûlée en raison de la prédominance de la culture de maïs grain. Dans le micro-bassin de la rivière Noire, le prélèvement de l'azote par les prairies à la fin de l'été et à l'automne tend plutôt à abaisser le stock d'azote disponible à l'exportation.

Le suivi hydrologique des micro-bassins témoigne également des charges de sédiments et de phosphore (P) parmi les plus élevées du réseau des dix bassins de l'*Observatoire*. Les taux plus élevés de pertes de sol et de phosphore du micro-bassin de la rivière Brûlée reflètent l'importance relative des cultures annuelles dans les rotations de cultures. En fait, les parcellaires agricoles des deux micro-bassins ont connu une intensification importante de leurs systèmes de culture au cours de la période d'étude. Reflétant le déclin graduel du nombre de fermes en production laitière et un marché des grains favorable à la production de maïs, la proportion des cultures de maïs et de soya au micro-bassin de la rivière Noire est en effet passée de 16 à 36% de sa superficie totale en culture entre 2010 et 2013, alors qu'à la rivière Brûlée, le même ratio passait de 54% à 72% au cours de la même période.

Néanmoins, les flux de sédiments et de phosphore diminuent considérablement à la rivière Brûlée entre la période de référence 2009-2011 ($1041 \text{ kg MES ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $2,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et la période d'évaluation 2012-2015 ($639 \text{ kg MES ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $1,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Les flux de sédiments et de phosphore demeurent similaires au cours des mêmes périodes au bassin de la rivière Noire, dans l'ordre de $300 \text{ kg MES ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $0,90 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. La réduction des charges de sédiments et de phosphore de la rivière Brûlée est attribuée au traitement systématique des foyers d'érosion diagnostiqués sur les 20 fermes du bassin versant du micro-bassin de la rivière Brûlée en période de référence. La cohérence des réductions des exportations de sédiments (-35%) et de phosphore (-33%) détectées dans la rivière Brûlée en période d'évaluation confirme que l'érosion des sols était, et demeure assurément, le principal vecteur d'exportation de phosphore du micro-bassin. La nature essentiellement particulière du P exporté à l'exutoire de la rivière Brûlée supporte également cette interprétation.

Le contrôle des foyers d'érosion au champ et en rive, l'aménagement des bandes riveraines, le retrait des animaux des cours d'eau, le reboisement de coulées et la pratique de culture sur résidus ont vraisemblablement tous contribué à des degrés divers à réduire les charges de sédiments et de phosphore observées à l'exutoire de la rivière. La réponse significative de la qualité de l'eau implique d'une part que les principaux foyers d'érosion du bassin versant ont été bien ciblés, et que ce résultat tangible découle d'un ensemble de solutions adaptées aux problématiques rencontrées.

Des réductions dans les flux de sédiments de la rivière Brûlée non significatives lors des événements de fonte ou de précipitations les plus érosifs témoignent cependant de la limite fonctionnelle des aménagements hydro-agricoles en conditions d'activité hydrologique de surface extrême. La capacité des bandes riveraines ou des structures de captage à intercepter et retenir les sédiments est alors dépassée en raison d'une capacité de transport du ruissellement très élevée. Une implication pratique de cette limite fonctionnelle est toute la pertinence d'investir en amont dans des pratiques culturales qui contribuent à l'amélioration de la condition physique des sols, favorisent l'infiltration de l'eau dans le profil cultural et protège le sol de l'action érosive du ruissellement de surface.

Dans le bassin de la rivière Brûlée, le portrait des pratiques culturales témoigne d'une adoption généralisée de la culture sur résidus en grandes cultures. Une proportion importante de ces superficies, en retour de culture de soya ou de maïs ensilage, demeure cependant vulnérable à fin de l'automne aux phénomènes d'érosion en raison d'un faible couvert de résidus. La valorisation des prairies et l'introduction de cultures de couverture intercalaires, ou implantées à la dérobée, sont des avenues qui ont démontré leur efficacité ailleurs au Québec dans la prévention de l'érosion et la promotion d'une bonne qualité du profil cultural. Ces scénarios de gestion conservent toute leur pertinence en Mauricie, dont les taux mesurés de pertes de sol par érosion hydrique demeure parmi les plus élevés au Québec.

5 RÉFÉRENCES CITÉES

- Chantigny, M.H., J. Douglas MacDonald, D.A. Angers, P. Rochette, I. Royer et M.-O. Gasser. 2013. Soil nitrogen dynamics following herbicide kill and tillage of manured and unmanured grasslands. *Revue canadienne de la science du sol*, 2013, 93(2): 229-237, 10.4141/cjss2012-094.
- Géomont et MAPAQ (Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec). 2011. Info-Sols, Montérégie-Est. www.geomont.qc.ca/info-sols
- Giroux, M., M. Duchemin, A. R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry et M.R. Laverdière. 2008. Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. *Agrosolutions* 19(1) :Pp 4-14.
- Grabow, G.L., J. Spooner, L.A. Lombardo, and D.E. Lione. 1999. Detecting water quality changes before and after BMP implementation : Use of SAS for statistical analyses. *NEQEP Notes*, N° 93, North Carolina State Water Quality Group Newsletter, NCSU, Raleigh, NC.
- Greenberg, E.A., L.S. Clesceri et A.D. Eaton. 1992a. Total Suspended Solids Dried at 103-105°C. Standard method for examination of waste and wastewater, 18th edition, pp 2-56.
- Greenberg, E.A., L.S. Clesceri et A.D. Eaton. 1992b. Persulfate Digestion Method. Standard method for examination of waste and wastewater, 18th edition, pp 4-112.
- Greenberg, A.E., S. Lenore et S. Clesceri. 1992c. No: 4500-NH₃ H. Automated Phenate Method, p. 4-84; No: 4500-NO₃- F. Automated Cadmium Reduction Method, p. 4-84, In E. A.D., ed. *Standard Methods For Examination of Waste and Waster Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Greenberg, A.E., S. Lenore et S. Clesceri. 1992d. No: 3030 A, Preliminary Treatment of Samples, p. 3-3, No: 3120, Metals by Plasma Emission Spectroscopy, p. 3-34 – 3-40, In E. A.D., ed. *Standard Methods For Examination of Waste and Waster Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- La Financière. 2013. Bases de données des cultures généralisées.
- Madramootoo, C. A., A. R. Michaud, J. Whalen et S.-C. Poirier. 2012. Mesures précises et approches innovantes en modélisation de la dynamique des nutriments en bassin et en plan d'eau contribuant aux fleurs des cyanobactéries. Rapport final n° 2009-CY-130646. Programme de recherche en partenariat sur les cyanobactéries. Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies et Fonds de la recherche en santé du Québec. 30 p.
- Michaud, A.R. et M.R. Laverdière. 2004. Effects of cropping, soil type and manure application on phosphorus export and bioavailability. *Canadian Journal of Soil Science*, 38: 295-305. Erratum 84 (4) p. 525.
- Michaud, A.R., Lauzier, R., et M. R. Laverdière. 2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole: Etude de cas du bassin versant du ruisseau au Castor, tributaire de la rivière aux Brochets, Québec. *Agrosol* 16(1), pp. 57-59.
- https://www.researchgate.net/publication/274762064_Cropping_soil_type_and_manure_application_effects_on_phosphorus_export_and_bioavailability
- Michaud, A.R., J. Deslandes, J. Desjardins et M. Grenier. 2009a. Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), MAPAQ, Club du bassin La Guerre, Dura-Club, Club de fertilisation de la Beauce, Fonds d'action québécois pour le développement durable, Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec et Programme d'aide technique de Couverture végétale du Canada. Québec, Québec, 155 p. <http://www.irda.qc.ca/resultats/publications/204.html>
- Michaud, A.R., J. Desjardins, M. Grenier et R. Lauzier. 2009b. Suivi de la qualité de l'eau des bassins versants expérimentaux Ewing et au Castor – Dans le cadre du projet Lisière verte. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Coopérative de solidarité du bassin versant de la rivière aux Brochets, AAC (PASCAA) et MAPAQ, Québec, Québec, 27 p.

- Michaud, A.R., J. Desjardins, N. Coté, I. Beaudin, A. Drouin, S. Seydoux et I. Saint-Laurent. 2012a. Rapport de l'Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles. Rapport sommaire pour la période de référence 2009-2011. Rapport réalisé dans le cadre du projet Observatoire de la qualité de l'eau de surface en bassins versants agricoles. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Québec, Canada. 87 pages et annexes. <http://www.irda.qc.ca/resultats/publications/197.html>
- Michaud, A.R., A. Drouin, J. Desjardins, N. Coté. 2012b. Rapport final sur le rendement pour la période 2009-2013 pour les bassins versants du ruisseau Fourchette et du Bras D'Henri. Programme d'évaluations des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle du bassin hydrographique. Agriculture et agroalimentaire Canada. Accord de contribution 1585-10-3-2-5-1. 68 pages avec annexes.
- Michaud, A. R., N.-R. Rocha Medrano, R. Lagacé et A. Drouin. 2014a. Développement et validation de méthodes de prédiction du ruissellement et des débits de pointe en support à l'aménagement hydro-agricole. Rapport final présenté au CDAQ dans le cadre du PCAA. IRDA. 142 p. <http://www.irda.qc.ca/fr/publications/developpement-et-validation-de-methodes-de-prediction-du-ruissellement-et-des-debits-de-pointe-en-support-a-l-amenagement-hydro-agricole/>
- Michaud, A.R., A. Drouin, I. Beaudin, L. Belzile, M.-O. Gasser, J. Desjardins et N. Côté. 2014b. REZOTAGE: Réalisation de ZONES Technico-économiques Agricoles de Gestion. Rapport final. Projet réalisé dans le cadre du Programme canadien d'adaptation agricole (PCAA) en collaboration avec le Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec (CDAQ). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, Canada. 180 p. (11,5 Mo). <http://www.irda.qc.ca/fr/publications/rezotage-realisation-de-zones-technico-economiques-agricoles-de-gestion/>
- Michaud, A.R., M. MacRae, C. Madramootoo, J. Whalen, B. Gauvin St-Denis, C. Merkley, B. Laferrière et A. Jamieson. 2015. Gestion de l'eau de drainage souterrain pour maximiser la production des cultures, l'utilisation des nutriments et la disponibilité de l'eau avec les climats actuels et futurs. Programme Innov'Action de coopération Québec-Ontario pour la recherche en agroalimentaire. Projet IA114252.
- Murphy, J., et J.R. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in surface waters. *Anal. Acta* 27:31-36.
- Sharpley, A.N., W.W. Troeger et S.J. Smith. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Env. Qual.* 20:235-238.
- Sylvain, C. 2014. Efficacité des bandes riveraines à intercepter les contaminants en profondeur en présence de mouvement préférentiel horizontal et vertical. Mémoire de maîtrise en sols et environnement. Université Laval. 227 p.
- Tchouansi, M. 2012. Bilan des activités 2011-2012. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant de la rivière Champlain. Projet no 33. Agriculture, Agroalimentaire Canada (AAC), Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ) et Union des producteurs agricole (UPA). 43 p.
- Tchouansi, M. 2014. Bilan des activités 2011-2014. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant en milieu agricole. Projet de gestion intégrée de l'eau par bassin versant de la rivière Champlain. Projet no 33. Agriculture, Agroalimentaire Canada (AAC), Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Pêcheries du Québec (MAPAQ) et Union des producteurs agricole (UPA). 55 p.
- Walker, W. 1998. Flux, *Stream loads computations, version 5.0*. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.