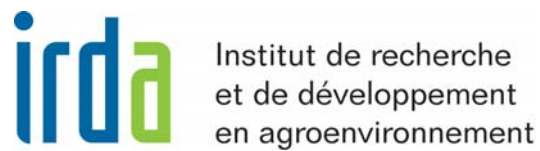


Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé



Rapport final de projet

Juillet 2008 à mars 2009

Aubert Michaud, chercheur et coordonnateur du projet, IRDA
Simon-Claude Poirier, étudiant au doctorat, McGill/IRDA

Collaborateurs :
Richard Lauzier, MAPAQ, Montérégie-Est
Jacques Desjardins, IRDA
Michèle Grenier, IRDA
Ivana Saint-Laurent, IRDA

Septembre 2009

Table des matières

Liste des tableaux	1
Introduction	3
Méthodologie	5
Résultats et discussion	10
Analyse des hydrogrammes et des flux à l'exutoire du bassin versant Ewing	10
Analyse des eaux de surface et de drainage des parcelles	14
Analyse spécifique des eaux de drainage.....	18
Synthèse et implications opérationnelles	24
Références citées	27

Annexes

I. Localisation des sites expérimentaux dans le bassin versant du ruisseau Ewing.....	29
II. Description des 10 sites expérimentaux du bassin versant du ruisseau Ewing.....	30
III. Résultats de la modélisation des flux de sédiments et de nutriments exportés à l'exutoire du bassin versant du ruisseau Ewing pour la période de juin 2008 à décembre 2008.....	35
IV. Résultats des dosages des échantillons d'eau provenant des parcelles à l'étude.....	37

Le document peut être cité comme suit :

Michaud, A., S.-C. Poirier, J. Desjardins, Grenier, M., et I. Saint-Laurent. 2009. Évaluation des exportations de surface et souterraines de phosphore en sol drainé. Rapport final de projet. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) et MAPAQ, Québec, Québec, 39 p.

Cette étude a été appuyée financièrement par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries, et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

Liste des figures

Figure 1. Séries chronologiques du débit et de la conductivité électrique, de même que les conductivités de référence utilisées dans la segmentation de l'hydrogramme à l'exutoire du bassin Ewing pour l'évènement du 16 au 17 novembre 2008.....	8
Figure 2. Séries chronologiques des précipitations, de la conductivité électrique et de la segmentation des hauteurs d'eau journalières totales (Ewing 2008) en ses composantes d'écoulement de surface (Q _{surface}) et souterraine (Q _{drain}) pour la période d'étude de septembre à décembre 2008.....	12
Figure 3. Segmentation des hydrogrammes du ruisseau Ewing en fonction des hauteurs d'eau au drain (Q _{drain}) et de surface (Q _{surface}) pour les événements de crue no.1 (a) et des crues no. 2 et 3.	13
Figure 4. Concentrations en P total de l'eau de surface prélevée en amont des avaloirs (A) et au drain (D) pour les différents sites en sol sablonneux (1-5) et argileux (6-10) et les dix campagnes d'échantillonnage spatial du parcellaire.	16
Figure 5. Estimations des charges de P exportées dans les eaux de drainage pour chacun des sites sablonneux (1-5) et argileux (6-10) pour la période du 1 ^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.	23
Figure 6. Estimations des charges de P exportées dans les eaux de ruissellement pour chacun des sites sablonneux (1-5) et argileux (6-10) pour la période du 1 ^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.	23

Liste des tableaux

Tableau 1. Description des parcelles à l'étude.	6
Tableau 2. Bilan hydrique du ruisseau Ewing pour la période d'étude de septembre à décembre 2008.	11
Tableau 3. Exportations spécifiques à l'exutoire du ruisseau Ewing pour la période d'étude de septembre à décembre 2008.	11
Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance de l'effet <i>Écoulement</i> (eau au drain vs ruissellement de surface), de l'effet <i>Sol</i> (argile vs sable), de l'effet <i>Campagne</i> (six campagnes d'échantillonnage distinctes) et de leur interaction sur les concentrations observées en phosphore total (P total), phosphore dissous (P dissous), phosphore particulaire (P part.), matières en suspension (MES) et sur la conductivité (cond.).....	17
Tableau 5. Ratios des moyennes ajustées au modèle ANOVA pour le phosphore total (P total), le phosphore dissous (P dissous), le phosphore particulaire (P part.), les matières en suspension (MES) et la conductivité (cond.) pour les effets <i>Écoulement</i> (surface vs drain), <i>Sol</i> (argile vs sable) de même que leur interaction (sol X <i>écoulement</i>).	17
Tableau 6. Moyennes ajustées au modèle ANOVA des concentrations en phosphore total (P total), en phosphore dissous (P dissous), en phosphore particulaire (P part.), en matières en suspension	

(MES) et la conductivité (cond.) pour les sols de type argileux (A) et ceux de type sablonneux (S) en fonction de l'écoulement (drain/surface). 18

Tableau 7. Résultats de l'analyse de variance de l'effet *Sol* (argile vs sable), de l'effet *Campagne* (dix campagnes d'échantillonnage distinctes) et de leur interaction sur les concentrations observées des eaux de drainage souterrain en phosphore total (P total), phosphore dissous (P dissous), phosphore particulaire (P part.), matières en suspension (MES) et sur la conductivité (cond.)..... 19

Tableau 8. Ratios des moyennes ajustées au modèle ANOVA des concentrations des eaux de drainage souterrain en phosphore total (P total), en phosphore dissous (P dissous), en phosphore particulaire (P part.), en matières en suspension (MES), de même que des conductivités (cond.) pour les effets *Sol* (argile vs sable), *Régime hydrique* (écoulement de base vs crue) et leur interaction. 19

Tableau 9. Concentrations de P total des eaux de drainage pour chaque site en fonction des campagnes, moyenne pondérée des parcelles en fonction de la hauteur d'eau au drain (Qdrain) à l'exutoire du bassin, moyennes et écarts-types des charges exportées de P total par site pour la période du 1er septembre 2008 au 10 décembre 2008. 20

Tableau 10. Concentrations de P total des eaux de ruissellement pour chaque site en fonction des campagnes, moyenne pondérée des parcelles en fonction de la hauteur d'eau au drain (Qdrain) à l'exutoire du bassin, moyennes et écarts-types des charges exportées de P total par site pour la période du 1er septembre 2008 au 10 décembre 2008..... 21

Tableau 11. Concentrations moyennes pondérées pour les hauteurs d'eau journalières des différentes formes de P et MES dans les eaux de drain pour chaque site et charge exportée en P et MES par site pour la période du 1er septembre 2008 au 10 décembre 2008. 22

Tableau 12. Concentrations moyennes pondérées pour les hauteurs d'eau journalières des différentes formes de P et MES dans les eaux de surface pour chaque site et charge exportée en P et MES par site pour la période du 1er septembre 2008 au 10 décembre 2008. 22

Introduction

Plusieurs études réalisées au Québec ont mis en évidence l'importance des transferts de P associés au drainage souterrain. Michaud *et coll.* (2002) ont associé des concentrations relativement élevées en P, de l'ordre de 200 à 300 $\mu\text{g P/L}$, de même que d'importantes fractions particulaires (43 à 67 %) aux écoulements en cours d'eau dominés par des transferts hypodermiques et souterrains. Dans leur étude sur la migration du P dans le ruissellement et les drains souterrains de parcelles limitrophes au bassin du ruisseau au Castor, Enright et Madramootoo (2004) ont attribué les accroissements marqués des concentrations en P dans les eaux de drainage souterrain au transport préférentiel de P dans les macropores du sol. Le transport préférentiel du phosphore via le réseau de drainage souterrain était particulièrement actif sur le site argileux, en position basse du relief du bassin, où les concentrations en P particulaire atteignent 80 % du flux total de P exporté en conditions d'écoulement en charge (Jamieson *et coll.*, 2003). Ces observations aux échelles de la parcelle et du bassin versant sont cohérentes avec celles rapportées dans le cadre d'autres dispositifs expérimentaux au Québec. Simard *et coll.* (1995) ont documenté la migration du phosphore dans des sols surfertilisés de la région de Lotbinière. Ils ont obtenu des pertes importantes de phosphore total au drain, la plus grande partie du phosphore perdu était sous forme particulaire. Beauchemin *et coll.* (1998) ont caractérisé la qualité d'eau de drainage de 27 sites. Pour les 14 sites ayant démontré une concentration excédant 30 $\mu\text{g L}^{-1}$, dix étaient des gleysols. Rivest et Leduc (1997) ont caractérisé les champs et les eaux de drainage de 80 champs en production de maïs en conditions printanières et automnales, sans pouvoir établir de lien entre la richesse ou la saturation en P des sols et la concentration en P de l'eau dans les drains. Les dépassements observés du critère de qualité (30 $\mu\text{g P L}^{-1}$) n'ont pas pu être expliqués par les pratiques de fertilisation. Les auteurs concluent que le risque de migration souterraine est plutôt associé aux propriétés physiques du sol, notamment aux conductivités hydrauliques élevées et aux conditions propices aux écoulements préférentiels.

Giroux et Royer (2006a; 2006b) ont publié deux études sur les pertes des éléments nutritifs au drain sous cultures commerciales et sous prairies. Les pertes au drain se font principalement sous forme de P particulaire et à un degré moindre sous forme dissoute dans un sol de type loam limoneux. Les charges de P particulaire perdu sont relativement semblables selon les cultures annuelles et les modes de fertilisation. Par contre, les charges de P dissous peuvent être affectées par les modes de fertilisation. Les auteurs associent par ailleurs des charges plus élevées aux cultures annuelles qu'aux cultures pérennes. Ces observations, de même que celles colligées dans le cadre d'autres études québécoises à l'échelle de la parcelle expérimentale, du champ ou du bassin versant, ont été mises à profit dans la conception d'un module de prédiction de la migration souterraine du P, inclus dans l'Outil de diagnostic des exportations de phosphore (ODEP) développé par Michaud *et coll.* (2008).

L'état des connaissances actuelles milite résolument pour une prise en compte des risques de migration du P par les drains souterrains dans le diagnostic et la planification d'actions concertées sur la réduction des exportations diffuses de nutriments en bassins versants agricoles. La présente étude répond aux besoins d'acquisition de connaissances à l'égard de la mobilité souterraine du P adaptée au contexte pédologique et agroclimatique propre au Québec, caractérisé notamment par la nature argileuse d'une portion importante du terroir, l'influence du gel, la dominance du drainage souterrain artificiel, une densité de drainage de surface élevée et enfin une forte densité d'élevage. L'objectif de l'étude est de quantifier et d'expliquer les transferts souterrains et de surface de P vers les systèmes de drainage artificiel et le ruisseau en fonction des critères hydrologiques, pédologiques et de régie du parcellaire. Au plan opérationnel, l'étude vise ainsi à compléter ou contribuer à la mise à jour de banques de données et d'outils de gestion agroenvironnementale (recommandations PAEF, ODEP, modèles hydrologiques) actuellement à la disposition des conseillers agricoles.

De façon plus spécifique, le protocole associé à cette étude vise à : i) relativiser l'importance des exportations de P au drain par rapport aux exportations diffuses globales de P vers les eaux de surface; ii) évaluer la contribution des propriétés des sols et de la couverture végétale à l'explication de la mobilité du P vers les drains souterrains par voies préférentielles; iii) décrire la spéciation du P et sa biodisponibilité selon des cheminements hydrologiques différenciés (surface, souterrain préférentiel, souterrain matriciel; et iv) proposer une typologie des risques de mobilisation souterraine du P en fonction des types de sol.

Méthodologie

Le dispositif expérimental s'est appuyé sur deux échelles d'étude complémentaires, soit l'échelle de la parcelle et celle du bassin versant. Le dispositif parcellaire a impliqué l'échantillonnage ponctuel et simultané des eaux de surface et de drainage souterrain de 8 champs sous culture annuelle (maïs, *Zea Mays* L.) amendés aux engrais de ferme et 2 champs en prairie. La moitié des sites sont associés à des sols argileux et les cinq autres à des textures de sol plus légères, variant du sable limoneux au sable graveleux. Les données de suivi de qualité de l'eau aux exutoires des dispositifs bassins versants ont permis pour leur part d'interpréter les conditions hydrologiques propres aux différentes campagnes d'échantillonnage spatial des eaux de drainage et de ruissellement.

Description du bassin versant Ewing

La réalisation du projet tire profit du dispositif d'études en bassins versants expérimentaux du ruisseau Ewing en Montérégie (CSBVRB, 2007). Un suivi hydrométrique (débits) et un suivi en continu de la qualité de l'eau permettent en effet de documenter les flux globaux d'eau, de sédiments et de nutriments exportés à l'exutoire de ce bassin versant d'une superficie en culture de 32,2 km² depuis juin 2007. Le bassin Ewing fait partie du bassin de la Rivière au Brochet, tributaire de la Baie Missisquoi du lac Champlain, et il est ciblé par un accord entre le Vermont et le Canada pour la réduction des charges en phosphore. La caractérisation hydro-pédologique du parcellaire du bassin versant réalisée dans le cadre d'un projet de R&D antérieur (Michaud et coll., 2009) confirme la présence d'importants gradients pédogénétiques (gleysols argileux à podzols sablonneux) et a permis de localiser des sites d'échantillonnage contrastés par leur texture, soit à dominance sablonneuse (5) ou argileuse (5).

Description des sites d'échantillonnage et protocole d'échantillonnage

La localisation des sites d'échantillonnage à l'échelle du bassin versant expérimental du ruisseau Ewing est présentée en annexe 1. L'annexe II présente par ailleurs une description détaillée des 10 sites expérimentaux du bassin versant, incluant le modèle numérique d'élévation, l'indice d'égouttement, les parcours du ruissellement de surface, la délimitation des micro-bassins, la pédologie, de même que la localisation des dispositifs d'échantillonnage du ruissellement de surface et au drain. Cinq sites à texture argileuse et cinq autres à texture sablonneuse ont été instrumentés. Le tableau 1 présente un résumé des caractéristiques pédologiques des parcelles à l'étude, incluant la classe texturale dominante, la culture, la richesse en P du sol selon la méthode Melich-III, de même que la superficie des micro-bassins contribuant au ruissellement de surface en amont des sites d'échantillonnage.

La sélection des sites expérimentaux s'est avérée complexe, mais grandement facilitée par la disponibilité d'un atlas agroenvironnemental détaillé du bassin versant, décrivant notamment les parcours du ruissellement de surface et la nature des sols. Les principaux critères à l'origine de la sélection des sites ont été l'autorisation des producteurs, l'accessibilité aux sites, ainsi que la présence de drains et d'avaloirs sur la même parcelle, ce qui s'est avéré plus rare dans le cas des sites à texture grossière. Deux sites retenus (6 et 7) sont associés à une culture de prairie, alors que l'ensemble des autres sites sont associés à des cultures de maïs grain (maïs, *Zea Mays* L.) avec labour conventionnel.

La richesse en P Melich-III varie d'un site à l'autre. Les richesses sont de classe moyenne pour la plupart des sites, à l'exception du site 2 où elle apparaît excessivement riche. Pour le site 8, la donnée n'était pas disponible auprès du producteur. La surface des micro-bassins de ruissellement

de surface a été dérivée des observations LIDAR qui permettent une modélisation fine de la topographie du paysage. À l'exception du site 2, dont le réseau hydrographique est plus complexe, les parcelles à l'étude varient entre 2,76 et 8,81 ha avec un relief plat et une topographie homogène, dont les écarts de dénivelés maximums varient à l'intérieur de 7 m.

Tableau 1. Descriptions des parcelles à l'étude.

Sites	Série des sols	Catégorie	P Melich-III (kg/ha)	Surface micro-bassin (ha)
1	Saint-Jude sable phase limoneuse Grande ligne sable graveleux	Sable	74	8,81
2	Saint-Jude sable phase limoneuse	Sable	255	1,61
3	Saint-Jude sable phase limoneuse	Sable	181	4,13
4	Saint-Jude sable phase limoneuse Grande ligne gravier sableux Grande ligne sable	Sable	99	2,76
5	Saint-Jude sable phase limoneuse Grande ligne gravier sableux Grande ligne sable	Sable	173	3,39
6	Sainte-Rosalie loam argileux phase calcaire	Argile	88	3,22
7	Sainte-Rosalie loam argileux phase calcaire	Argile	118	4,47
8	Sainte-Rosalie loam argileux	Argile	ND	3,21
9	Sainte-Rosalie loam argileux	Argile	ND	3,39
10	Sabrevois limon argileux lourd	Argile	98	4,50

Les échantillons d'eau de surface ont été prélevés en amont des avaloirs généralement positionnés dans les fossés (annexe II), afin d'avoir une bonne représentation de la composition des eaux de surface de ces sites, soustraites autant que possible au processus de sédimentation à proximité des avaloirs. Les eaux des drains ont été échantillonnées à l'aide d'un dispositif installé au cours de l'été 2008. Un tuyau de 5 mm de diamètre interne a été installé à une distance moyenne de 5 m de la sortie du drain, puis ramené vers la berge du cours d'eau. Une pompe à vide manuelle couplée à un erlenmeyer à vide a permis de récolter des échantillons individuels de 500 ml d'eau de drain, subséquemment transvidés dans des bouteilles en polypropylène haute densité (HDPE), lavées et rincées à l'acide chlorhydrique. Les échantillons ont été gardés à 4 °C et analysés à l'intérieur d'une période de 3 semaines.

Au plan analytique, les échantillons d'eau de drainage et de ruissellement ont été dosés au laboratoire de l'IRDA selon les mêmes protocoles physico-chimiques que ceux appliqués aux exutoires des bassins pour les matières en suspension (MES), les formes de N (NO_3^- et NH_4^+), les divers éléments (Ca, Mg, Na, K, Fe, Cu, Al, Mn, et B) incluant aussi une spéciation du P en ses composantes réactives solubles, dissoutes, particulaires, biodisponibles et totales. Cent cinquante-sept échantillons ont été recueillis lors de 4 crues entre octobre et décembre 2008, pour un total de 10 campagnes dont 6 avec écoulement simultané au drain et en surface.

Les particules en suspension (MES) ont été déterminées par filtration à 0,45 µm (Greenberg *et coll.*, 1992a). Le phosphore réactif dissous (P dissous) a été mesuré sur les échantillons filtrés (< 0,45 µm) en utilisant la méthode de Murphy et Riley (1962). Le phosphore biodisponible (P bio) a été déterminé suite à une extraction avec NaOH 0,1 N selon la méthode de Sharpley *et coll.* (1991), tandis que la concentration de phosphore total (P total) a été mesurée sur un échantillon digéré par la méthode des persulphates (Greenberg *et coll.*, 1992b). Les différentes formes d'azote, ammonium (NH₄⁺) et nitrates (NO₃⁻), ont été mesurées selon le protocole de Greenberg *et coll.* (1992c). Le dosage du calcium a été réalisé selon le protocole de Greenberg *et coll.* (1992d).

Suivi en continu à l'exutoire du bassin versant

Les données météorologiques proviennent de la station située dans la localité de Phillipsburg, à proximité du bassin versant du ruisseau Ewing (EC, 2006). Le suivi hydrométrique du ruisseau Ewing a été réalisé par le Centre d'expertise en hydrologie du Québec. La hauteur de la lame d'eau a été mesurée en continu à l'aide d'un bulleur Hydrologic 2003 et le tarage hauteur-débit de la station a été supporté par des mesures ponctuelles annuelles quatre fois l'an à l'aide d'un débitmètre. Deux mesures ont été réalisées sous couvert de glace et deux en période de production pour générer une correction adéquate aux différents niveaux d'écoulement observés lors de ces périodes.

Le suivi de la signature géochimique de l'eau en continu au 15 min. a été réalisé par l'IRDA au moyen d'une sonde multi-paramètres (YSI, modèle 6600) qui permet l'enregistrement de différents signaux, incluant la conductivité électrique, la température, la hauteur d'eau et la turbidité. La prise ponctuelle d'échantillons lors d'événements de crue a permis de calibrer la sonde et de mesurer la composition du ruissellement en P, N et MES et autres éléments (Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, Mn, Cu et B). Les protocoles d'analyse sont les mêmes que ceux appliqués aux échantillons de ruissellement et d'eau de drainage mentionnés précédemment.

Trente sept échantillons ponctuels ont été prélevés à l'exutoire du bassin Ewing, principalement au cours des quatre crues observées au cours de la période d'étude, soit de septembre à décembre 2008, et de façon synchrone aux prélèvements d'échantillons ponctuels aux parcelles. Les échantillons d'eau ont été conservés à 4 °C jusqu'aux analyses en laboratoire. Les suivis hydrométriques et géochimiques en continu de l'eau à l'exutoire du bassin, couplés aux échantillonnages et dosages ponctuels des paramètres de qualité de l'eau, ont permis de modéliser les flux de sédiments et de nutriments de même que la segmentation des hauteurs d'eau exportées en ses composantes de ruissellement de surface et d'écoulement hypodermique.

L'estimation des flux de sédiments et de nutriments à l'exutoire du Ewing a été réalisée au moyen de régressions linéaires établies entre les concentrations des différents paramètres de qualité de l'eau et le débit instantané du ruisseau à l'aide du logiciel Flux 5,0 (Walker, 1998). Les modèles de régressions ont été dérivés sur la base de deux strates de débit distinctes (écoulement de base : < 0,46 mm jour⁻¹ et écoulement en crue : > 0,46 mm jour⁻¹), sans stratification à l'égard de la saison. Les résidus associés aux modèles de concentration-débit et de flux-débit se sont avérés indépendants du débit journalier, de la date et de la concentration. Aucune donnée aberrante de qualité de l'eau n'a été détectée au seuil de confiance de $\alpha = 0,05$. L'ajustement du modèle a été estimé par l'approche de validation croisée (*jack-knife*). Dans l'ensemble, les coefficients de variation (CV) se sont avérés satisfaisants pour la période d'étude, demeurant en deçà de 15 % pour les différentes fractions de phosphore et les nitrates. Les CV associés aux MES et à l'azote ammoniacal sont respectivement de l'ordre de 0,17 et 0,27. Les résultats de la modélisation des flux de chacun des paramètres du P, N et MES sont rapportés en annexe III.

La séparation de chacun des hydrogrammes dérivés durant la période d'étude en ses composantes d'écoulement au drain, écoulement de la nappe et ruissellement de surface a été

réalisée suivant une approche de calcul du bilan de masse appliquée aux observations de conductivité électrique de l'eau révélées par les lectures en continu (15 min.) de la sonde multiparamètre. L'équation 1 a permis de calculer la contribution de l'écoulement d'origine souterraine, combinant les contributions des drains et de la résurgence de la nappe, à l'exutoire du ruisseau.

$$QB_i = \frac{Q_i (C_i - C_{\min})}{CB_i - C_{\min}} \quad (1)$$

où :

- QB_i = Hauteur d'eau associée à un écoulement d'origine souterraine 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 » (uS/cm);
- C_{\min} = Conductivité de référence du ruissellement de surface (uS/cm);
- CB_i = Conductivité de l'écoulement d'origine souterraine au temps "i" (uS/cm).

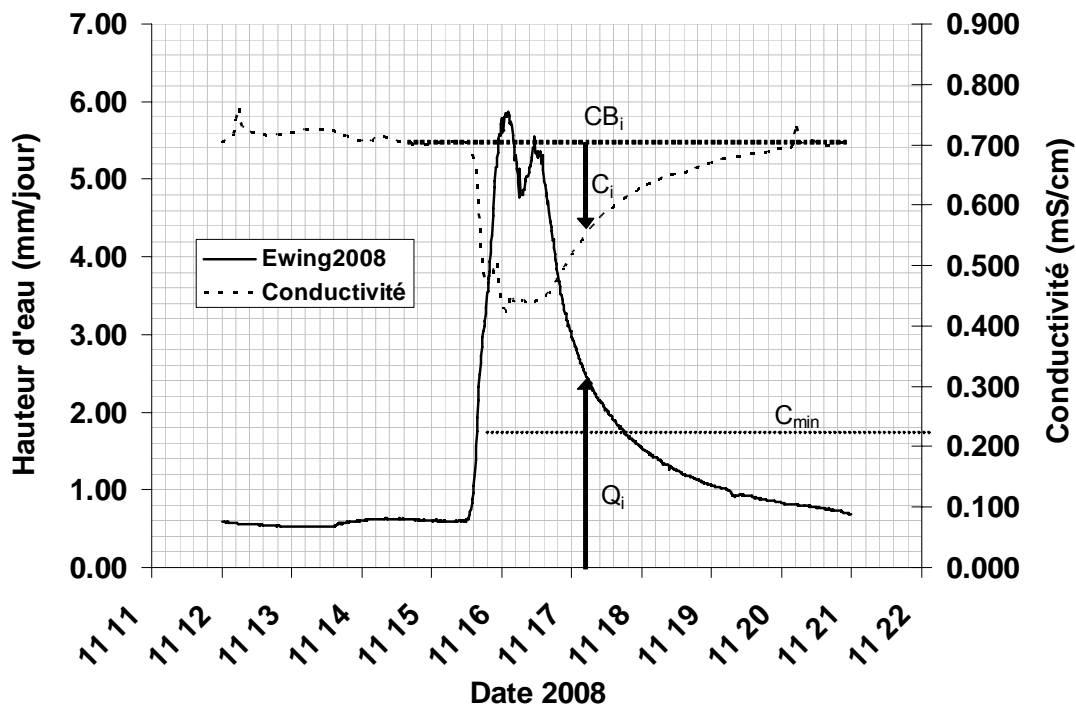


Figure 1. Séries chronologiques du débit et de la conductivité électrique, de même que les conductivités de référence utilisées dans la segmentation de l'hydrogramme à l'exutoire du bassin Ewing pour l'évènement du 16 au 17 novembre 2008.

La figure 1 illustre un exemple d'application de la méthode à la segmentation de l'hydrogramme de la crue du ruisseau des 16 et 17 novembre 2008. Conceptuellement, la méthode utilise la conductivité électrique de l'eau comme indicateur naturel de l'origine des écoulements à l'échelle du bassin versant. Compte tenu de la nature calcaire de la roche-mère des sols du bassin Ewing, les écoulements souterrains se distinguent nettement au plan de leur composition en électrolytes de l'écoulement de surface. Une relation linéaire est ainsi établie pour chacun des évènements hydrologiques comportant une composante de ruissellement de surface entre la conductivité électrique et les contributions relatives du ruissellement et de l'écoulement souterrain. Cette approche requiert une conductivité de référence associée exclusivement au ruissellement de

surface pour la période d'étude (C_{min}), qui a été obtenue par le calcul de la moyenne de la conductivité du ruissellement de surface associée à tous les échantillons prélevés aux exutoires des parcelles au cours des six campagnes d'échantillonnage ($N = 60$). La valeur de référence minimale de conductivité pour les eaux de ruissellement de surface a ainsi été estimée à $0,220 \text{ mS cm}^{-1}$ pour la période d'étude. D'autre part, il a été aussi assumé que la conductivité de l'écoulement d'origine souterraine décroissait à taux constant entre le début de l'évènement de crue et le retour de l'hydrogramme à son débit initial (figure 1). La contribution de la résurgence de la nappe phréatique au débit du cours d'eau a été fixée à $0,15 \text{ mm jour}^{-1}$. Cette hauteur d'eau journalière correspond aux débits minima du ruisseau associés à une période de plus de deux semaines sans précipitation. La contribution journalière des drains au débit du ruisseau correspond ainsi à l'écoulement d'origine souterraine dérivé de l'équation 1, duquel est soustrait $0,15 \text{ mm}$.

Analyses statistiques des campagnes d'échantillonnage des parcelles

Les analyses de variance (ANOVA) des différents paramètres de qualité de l'eau ont été effectuées à l'aide de la procédure *PROC MIXED* de SAS (1990). Une transformation logarithmique a été appliquée aux variables de concentrations de P, MES et N afin de respecter les postulats de normalité et d'homogénéité de la variance des erreurs. Le modèle d'ANOVA comprend les effets fixes des facteurs SOL (argile vs sable), ÉCOULEMENT (surface vs drain) et CAMPAGNE (six campagnes d'échantillonnage), de même que les interactions entre ces facteurs. Les 10 sites sont alors considérés des mesures répétées. Afin de tenir compte des corrélations entre les observations sur un même site, plusieurs structures de matrices de variance-covariance pour les erreurs ont été modélisées et les différents modèles obtenus ont été comparés à l'aide du critère AIC (Littell *et coll.*, 1996). Le choix du modèle final s'est arrêté sur celui dont le AIC était le plus faible pour un nombre raisonnable de paramètres de variance-covariance à estimer. Un ajustement des degrés de liberté au dénominateur par la méthode d'approximation de Satterthwaite a été appliqué. Cette méthode tient compte des valeurs estimées de chaque composante de la variance et des valeurs manquantes, de sorte que les degrés de liberté du dénominateur dans les tableaux des résultats ne sont pas tous des entiers.

Bilan d'exportation des parcelles

Pour chacun des sites, les concentrations moyennes pondérées des eaux de drainage ou du ruissellement de surface (C_p) pour l'ensemble de la période d'étude ont été calculées sur la base de l'équation 2 afin de tenir compte de la variabilité temporelle des hauteurs d'eau drainées ou ruisselées dans le calcul des concentrations moyennes des différents paramètres de qualité de l'eau.

$$C_p = \frac{\sum_1^n Q_n C_n}{\sum_1^n Q_n} \quad (2)$$

où :

- n est le nombre de campagnes (1...10);
- Q_n est la hauteur d'eau à l'exutoire mesurée (drain ou surface) lors de la campagne n (mm jour^{-1});
- C_n est la concentration mesurée lors de la campagne (n) (ug l^{-1}) pour le site.

L'écart-type de la moyenne pondérée est donné par l'équation 3.

$$\text{Ecart-type pondéré} = \sqrt{\frac{1}{1 - \sum_1^n (Q_n / Q_t)^2} \frac{\sum_1^n Q_n (C_n - C_p)^2}{Q_t}} \quad (3)$$

où : $Q_t = \sum_1^n Q_n$

La quantité de nutriments exportés de P par site est alors donnée par l'équation 4 en utilisant les débits totaux d'écoulement au drain ou de surface à l'exutoire pour la période à l'étude.

$$P_{\text{export}} = \frac{C \times Q}{9600} \quad (4)$$

où :

- P_{export} est la charge exportée (g/ha);
- C_p : concentration pondérée ($\mu\text{g l}^{-1}$);
- Q : Débit total (drain ou surface) observé pour la période à l'étude.

Résultats et discussion

Analyse des hydrogrammes et des flux à l'exutoire du bassin versant Ewing

La période d'étude des données à l'exutoire du bassin versant Ewing s'échelonne du 1^{er} septembre au 10 décembre 2008. Le bilan hydrique du bassin versant pour cette période de référence est reproduit au tableau 2. Globalement, les hauteurs d'eau associées à la résurgence de la nappe, à l'écoulement au drain et au ruissellement de surface se situent respectivement à 27, 50 et 33 % de la hauteur d'eau totale exportée à l'exutoire du bassin versant. La figure 2 présente en détail les précipitations sous forme de pluie et de fonte de neige, de même que les composantes de surface et souterraines des hydrogrammes du ruisseau Ewing pour la période d'échantillonnage spatial au champ, comprise entre le premier septembre et le 10 décembre 2008. Durant cette période, quatre événements de crue, comportant des composantes variables de ruissellement de surface, ont été caractérisés, dont le dernier de très faible amplitude. Les événements de crue sont tous associés à une diminution marquée de la conductivité électrique de l'eau observée à l'exutoire du bassin.

Le tableau 3 présente le bilan des exportations des différentes formes de P, N et des MES calculées pour la période visée à partir des relations concentrations-débits retrouvées à l'exutoire du ruisseau Ewing. La majorité du P total exporté est sous forme particulaire (68 %) alors que la forme dissoute compte pour 32 % du P total. D'autre part, l'azote est exporté majoritairement sous la forme de nitrate.

Tableau 2. Bilan hydrique du ruisseau Ewing pour la période d'étude du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Précipitations totales	242,4 mm
Précipitations pluie	239,4 mm
Précipitations neige	3,0 mm
Fonte de neige	3,0 mm
Débit en rivière	70,6 mm
Écoulement de la nappe	15,9 mm
Écoulement au drain	35,1 mm
Écoulement de surface	19,6 mm

Tableau 3. Exportations spécifiques à l'exutoire du ruisseau Ewing pour la période d'étude du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

	Exutoire
MES (kg/ha)	100
P bio (g P/ha)	127
P ortho (g P/ha)	68,8
P dissous (g P/ha)	77,0
P particulaire (g P/ha)	164
P total (g P/ha)	241
NH ₄ ⁺ total (g N/ha)	94,9
NO ₃ ⁻ total (kg N/ha)	3,73

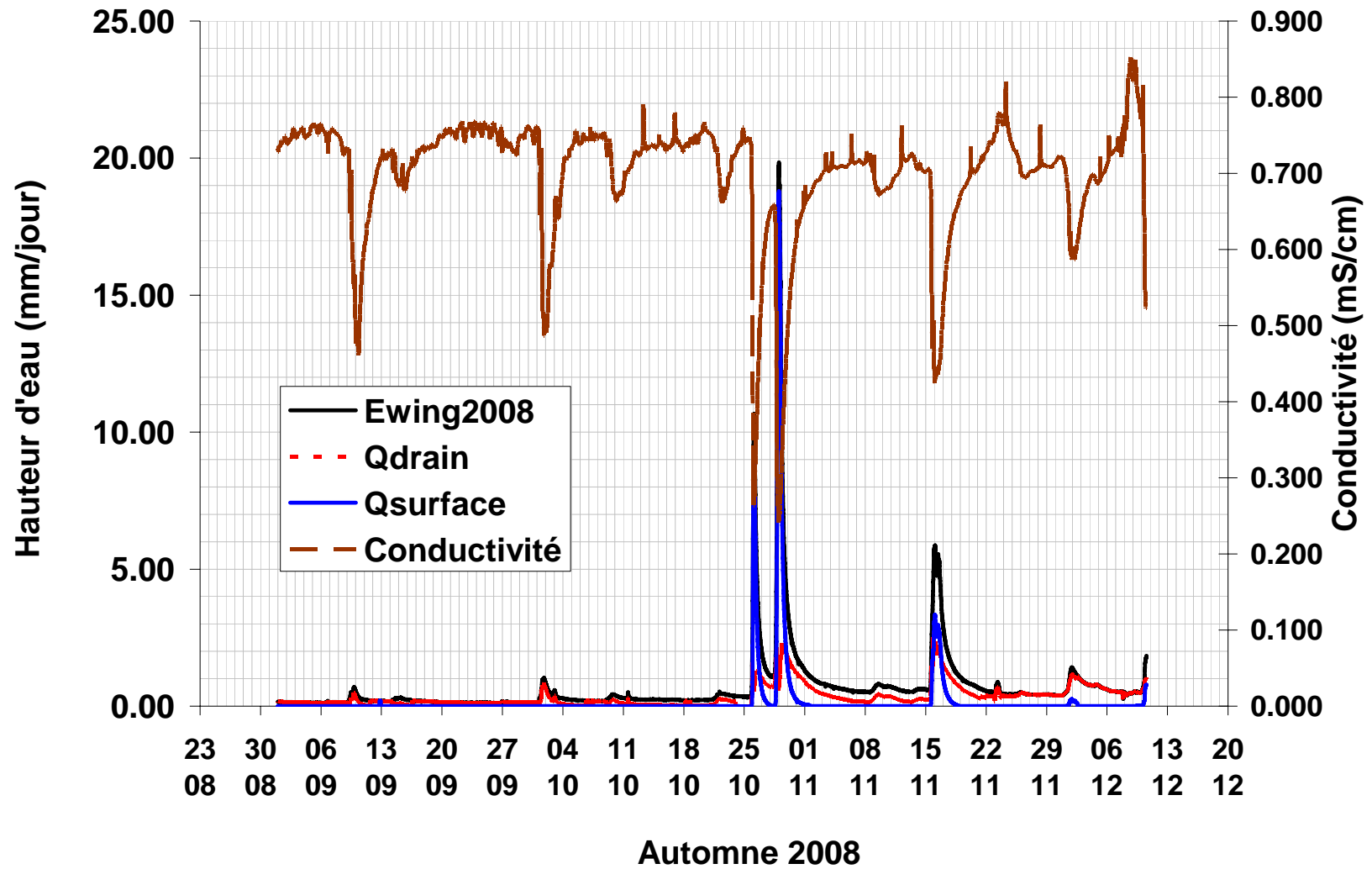


Figure 2. Séries chronologiques des précipitations, de la conductivité électrique et de la segmentation des hauteurs d'eau journalières totales (Ewing 2008) en ses composantes d'écoulement de surface (Qsurface) et souterraine (Qdrain) pour la période d'étude de septembre à décembre 2008.

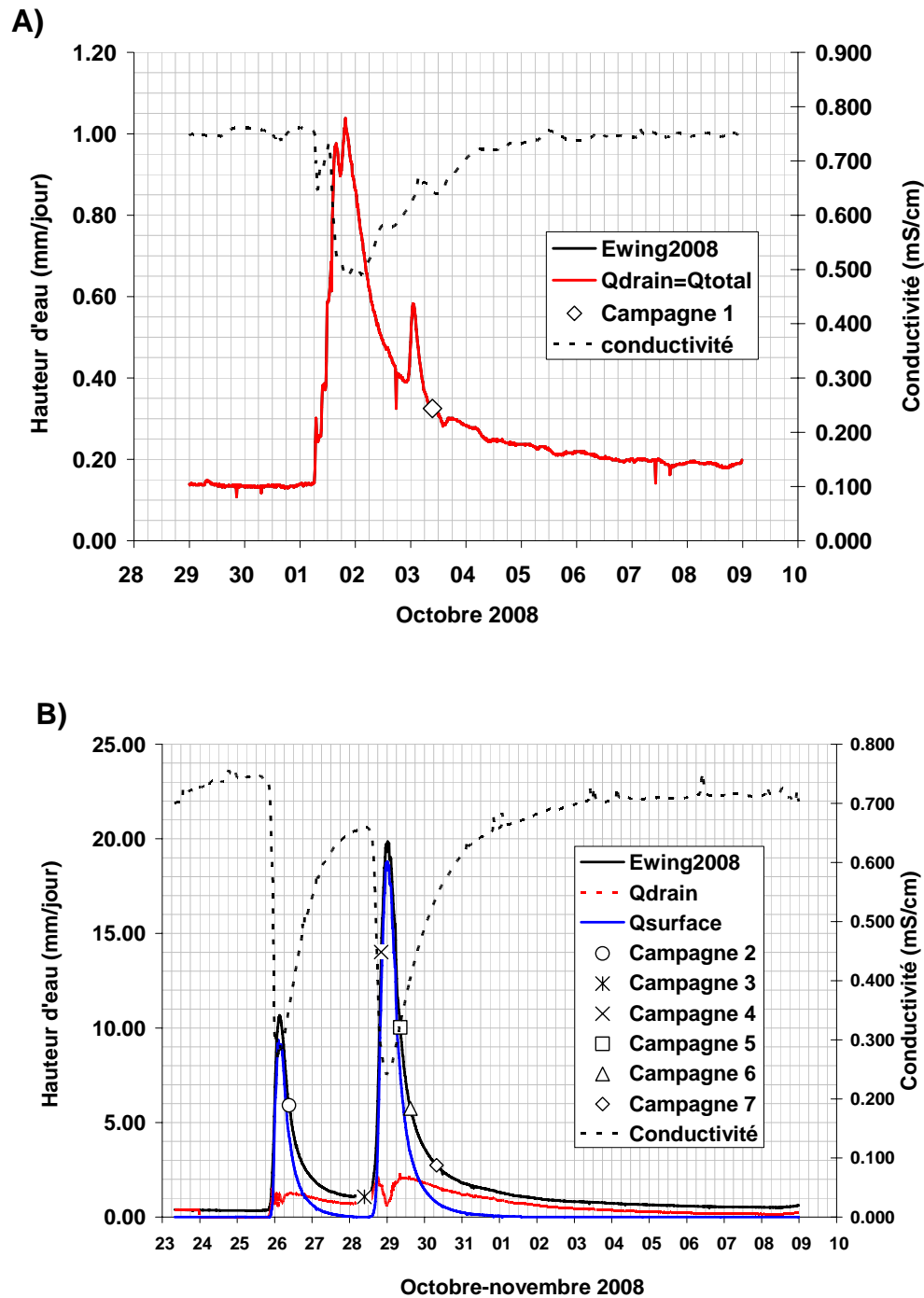


Figure 3. Segmentation des hydrogrammes du ruisseau Ewing en fonction des hauteurs d'eau au drain (Q_{drain}) et de surface (Q_{surface}) pour les événements de crue no.1 (a) et des crues no. 2 et 3.

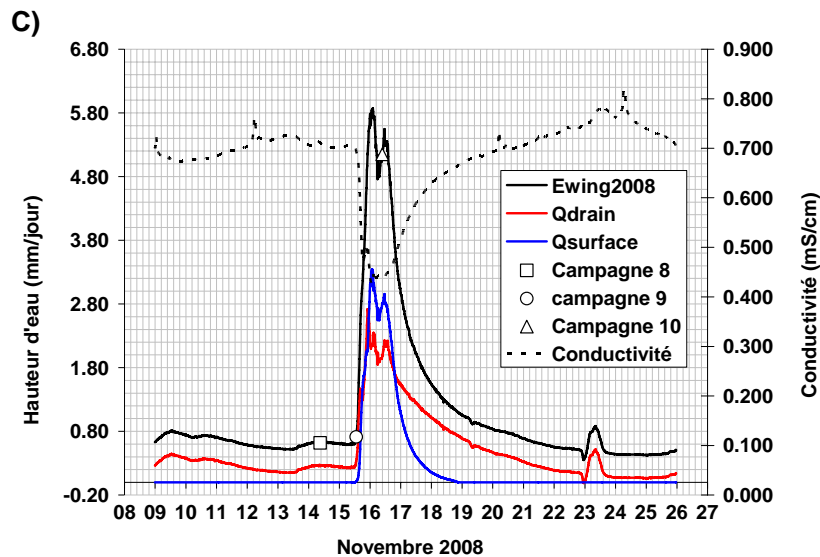


Figure 3 (suite). Segmentation des hydrographes du ruisseau Ewing en fonction des hauteurs d'eau au drain (Qdrain) et de surface (Qsurface) pour l'événement de crue no 4.

Les figure 3a, b et c présentent la segmentation des 4 événements de crue observés lors des différentes campagnes d'échantillonnage des drains et du ruissellement au champ. Les hydrogrammes segmentés mettent en relief les contributions variables du drainage et du ruissellement lors des différentes campagnes d'échantillonnage. Pour le premier événement, aucun ruissellement de surface n'a été observé et les hauteurs d'eau relativement très faibles supposent essentiellement une contribution des drains, malgré une diminution de la conductivité. Les événements consécutifs 2 et 3 ont été dominés par des écoulements de surface en réponse à de fortes intensités de précipitation. La contribution estimée des drains apparaît moindre, ne dépassant pas 2 mm jour^{-1} . Le dernier événement observé, moins intense, témoigne d'une contribution de l'écoulement au drain relativement plus importante.

Analyse des eaux de surface et de drainage des parcelles

Rappelons qu'au cours de la période du 3 octobre au 16 novembre 2008, dix campagnes d'échantillonnage des parcelles ont été réalisées dans le bassin versant du ruisseau Ewing. Parmi celles-ci, six campagnes ont impliqué l'échantillonnage simultané du ruissellement de surface et des drains, alors que les quatre autres n'ont permis que la prise d'échantillons au drain. Sept des dix campagnes sont associées à des régimes hydriques de crue du ruisseau, alors que trois campagnes (nos 1, 3 et 8) sont plutôt associées à des écoulements de base du ruisseau ($Q < 0,46 \text{ mm/jr}$). La figure 4 illustre la forte variabilité des concentrations en P total associées aux 10 campagnes d'échantillonnage des drains (D) et aux six campagnes d'échantillonnage du ruissellement de surface, en amont des avaloirs (A), pour l'ensemble des sites sablonneux (1 à 5) et argileux (6 à 10). Les données brutes pour l'ensemble des paramètres de qualité de l'eau sont présentées en annexe 4.

Les fortes variabilités associées aux concentrations en P total et autres formes de P, aux MES et à la conductivité électrique sont largement expliquées par l'analyse de variance des effets de la texture de sols (argile vs sable), du type d'écoulement (surface vs drain) et du régime hydrique prévalant lors de la campagne d'échantillonnage (crue vs base). Les résultats de cette ANOVA sont reproduits aux tableaux 4 et 5. Combinant les observations pertinentes à l'eau de drainage et au ruissellement de surface, la texture du sol des sites à l'étude (facteur *So*) n'explique pas à elle seule, de façon significative, la variabilité des différents paramètres de qualité de l'eau. Le pouvoir explicatif nettement plus élevé du facteur *Écoulement* explique cette situation. En effet, le type

d'écoulement apparaît fortement significatif, indiquant que l'origine de l'eau (ruisselée vs drainée) est beaucoup plus déterminante de la qualité de l'eau exportée que le site à son origine.

La forte interaction significative *Sol X Écoulement* pour les concentrations en P total, P particulaire et MES met clairement en relief que la qualité de l'eau drainée ou ruisselée d'un site donné est largement tributaire des propriétés du sol. Les moyennes ajustées au modèle ANOVA pour les facteurs *Écoulement*, *Sol* et les combinaisons *Sol-Écoulement* sont présentées aux tableaux 5 et 6. Les résultats sous forme de ratios (tableau 5), mettent particulièrement bien en évidence les gradients dans les paramètres de qualité de l'eau tels qu'influencés par la nature du sol et le cheminement hydrologique. Globalement, la composition des eaux de surface est près de 4 fois plus concentrée en P total, 3,5 fois plus concentrée en P dissous et 3,15 fois plus concentrée en P particulaire que celle des eaux de drainage. Si on prend en considération le type de sol, on remarque que les différences entre les concentrations en P total observées dans les eaux de surface et celles associées aux eaux de drainage sont relativement plus importantes en sol sablonneux (9,54 fois plus concentrées dans le ruissellement que dans les eaux de drainage) qu'en sol argileux (ratio surface:drain pour le P total de 1,63x). En fait, les différences ne sont pas significatives en sol argileux, alors qu'en sol sablonneux, des différences significatives dans la composition des eaux de surface et de drainage sont observées pour tous les paramètres de qualité de l'eau à l'étude.

Par ailleurs, l'analyse des observations de qualité de l'eau de ruissellement et de drainage dévoile une forte interaction entre le facteur *Campagne* et le facteur *Écoulement* (ruissellement vs drainage). L'interprétation à donner à cette interaction significative *Campagne X Écoulement* ($\alpha < 0,05$) est que la variabilité de tous les paramètres de qualité de l'eau à l'étude, en réponse à des prélèvements durant des conditions hydrologiques fortement contrastées, est beaucoup plus élevée dans les eaux de drainage que dans les eaux de ruissellement de surface.

Dans l'ensemble, les résultats de la présente étude sur les qualités respectives du ruissellement de surface et des eaux de drainage sont cohérents avec les rapports annuels des exportations de surface vs souterraines obtenus sur deux sites de la même région étudiés par (Jamieson et coll. (2003) et Enright et Madramootoo (2004). Les conductivités électriques significativement plus basses dans le ruissellement de surface que dans les eaux de drainage sont attribuées à des temps de contact relativement plus courts avec la matrice du sol. Ces observations témoignent manifestement d'un contrôle édaphique sur l'importance relative des transferts matriciels et préférentiels du P. Enright et Madramootoo (2004) concluent au même phénomène sur la base des variabilités des concentrations en P des eaux de drainage et de ruissellement provenant de champs aux textures de sol contrastées. S'inspirant d'une approche de bilan de masse similaire à celle utilisée dans la segmentation des hydrogrammes du bassin Ewing de la présente étude, Chikhaoui et coll., (2009) ont décrit des gradients similaires dans les contributions préférentielles en provenance des drains sur deux sites (argileux vs loam sableux) à proximité du site de la présente étude. La similitude des concentrations en P de même qu'en MES pour les sites à texture de sol plus lourde milite en faveur de la thèse d'un écoulement préférentiel dominant en sol argileux.

Tableau 4. Résultats de l'analyse de variance de l'effet *Écoulement* (eau au drain vs ruissellement de surface), de l'effet *Sol* (argile vs sable), de l'effet *Campagne* (six campagnes d'échantillonnage distinctes) et de leur interaction sur les concentrations observées en phosphore total (P total), phosphore dissous (P dissous), phosphore particulaire (P part.), matières en suspension (MES) et sur la conductivité (cond.).

Effet fixe	Num DL	Den DL	Valeur de F	Ptotal Pr > F	Pdissous Pr > F	Ppart. Pr > F	MES Pr > F	Cond. Pr > F
sol	1	7.84	3.78	0.0886	0.1950	0.9581	0.5672	0.8914
écoulement	1	8.2	21.16	0.0016	0.0224	0.0203	0.0094	0.0003
sol*écoulement	1	8.2	8.75	0.0177	0.1345	0.0310	0.0239	0.7033
campagne	5	32.1	3.95	0.0066	0.1283	0.0040	0.0003	<.0001
sol*campagne	5	32.1	3.37	0.0147	0.0030	0.2632	0.0169	0.0124
campagne*écoulement	5	32.1	8.99	<.0001	0.0322	0.0254	0.0013	0.0162
sol*campagne*écoul.	5	32.1	0.59	0.7059	0.1971	0.6670	0.0918	0.1762

Tableau 5. Ratios des moyennes ajustées au modèle de l'ANOVA pour le phosphore total (P total), le phosphore dissous (P dissous), le phosphore particulaire (P part.), les matières en suspension (MES) et la conductivité (cond.) pour les effets *Écoulement* (surface vs drain), *Sol* (argile vs sable) de même que leur interaction (sol X écoulement).

	P total	P dissous	P part.	MES	Cond.
[surface]/[drain]	3,95	3,35	3,14	4,26	0,488
Pr > F	0,0016	0,0224	0,0203	0,0094	0,0094
[argile]/[sable]	1,91	2,74	1,03	0,65	1,02
Pr > F	0,0886	0,195	0,9581	0,5672	0,5672
Sol = sable, [surface]/[drain]	9,54	6,82	8,82	13,55	0,511
Pr > F	0,0006	0,0131	0,0048	0,0031	0,0031
Sol = argile, [surface]/[drain]	1,63	1,64	1,12	1,34	0,467
Pr > F	0,2785	0,436	0,849	0,6154	0,6154

Tableau 6. Moyennes ajustées au modèle de l'ANOVA des concentrations en phosphore total (P total), en phosphore dissous (P dissous), en phosphore particulaire (P part.), en matières en suspension (MES) et la conductivité (cond.) pour les sols de type argileux (A) et ceux de type sablonneux (S) en fonction de l'écoulement (drain/surface).

Sol	Écoulement	P total (ug L ⁻¹)	P dissous (ug L ⁻¹)	P part. (ug L ⁻¹)	MES (mg L ⁻¹)	Cond. (uS cm ⁻¹)
A,S	Drain	272	76	114	48	449
A,S	Surface	1075	161	358	204	220
A	Drain	586	227	194	106	460
A	Surface	957	373	217	142	215
S	Drain	127	40,7	66,9	21,6	438
S	Surface	1208	277	591	293	224

Analyse spécifique des eaux de drainage

Le tableau 7 présente les résultats du traitement statistique d'analyse de variance appliqué uniquement à la composition des eaux de drainage pour les différentes formes de P, aux matières en suspension (MES) et à la conductivité. Les effets fixes sont alors représentés par la texture dominante du sol (argile vs sable), la campagne d'échantillonnage (1 à 10) et l'interaction entre la campagne de prélèvement et la texture du sol. L'ensemble des résultats obtenus pour les 10 sites et les 10 campagnes d'échantillonnage sont par ailleurs présentés en annexe 4.

Globalement, l'ANOVA révèle de grandes variations dans les différents paramètres de qualité de l'eau en réponse aux différentes campagnes d'échantillonnage et aux différents types de sol. En considérant un niveau de confiance de 5 % ($\alpha < 0,05$), la nature du sol explique de manière significative la variation des concentrations de phosphore total et dissous. Toutefois, la texture du sol n'explique pas de façon significative ($\alpha < 0,05$) la variabilité dans les concentrations en phosphore particulaire et en matière en suspension, de même que les conductivités mesurées ponctuellement. La campagne d'échantillonnage a pour sa part un effet nettement significatif ($\alpha < 0,001$) sur tous les paramètres de qualité de l'eau, incluant les paramètres particuliers. Conceptuellement, ce pouvoir explicatif élevé de l'effet *Campagne* témoigne de l'importance des conditions hydrologiques à l'œuvre lors des échantillonnages dans la mobilisation des nutriments et des sédiments vers les drains. La nature du sol n'est pas étrangère à ce phénomène, comme en fait foi l'interaction significative *Sol X Campagne* pour les paramètres P total, P dissous et conductivité. Toutefois, la variabilité trop importante des résultats associée aux différentes parcelles selon la classe de texture (sable vs argile) ne permet d'isoler l'effet de la *Campagne X Sol* dans l'explication significative des concentrations en P particulaire.

Tableau 7. Résultats de l'analyse de variance de l'effet Sol (argile vs sable), de l'effet Campagne (dix campagnes d'échantillonnage distinctes) et de leur interaction sur les concentrations observées des eaux de drainage souterrain en phosphore total (P total), phosphore dissous (P dissous), phosphore particulaire (P part.), matières en suspension (MES) et sur la conductivité (cond.).

Test Type 3 pour les effets fixes				Ptotal	Pdissous	Ppart.	MES	Cond.
Effet	Num DL	Den DL	Valeur F	Pr > F	Pr > F	Pr > F	Pr > F	Pr > F
sol	1	8	7.6	0.025	0.0354	0.4059	0.1453	0.0549
campagne	9	71	50.3	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
sol*campagne	9	71	3.3	0.0022	0.0091	0.1018	0.0667	<.0001

Tableau 8. Ratios des moyennes ajustées au modèle de l'ANOVA des concentrations des eaux de drainage souterrain en phosphore total (P total), en phosphore dissous (P dissous), en phosphore particulaire (P part.), en matières en suspension (MES), de même que des conductivités (cond.) pour les effets Sol (argile vs sable), Régime hydrique (écoulement de base vs crue) et leur interaction.

Description des ratios	P total	P diss.	P part.	MES	Cond.
[argile]/[sable]	3,39	4,55	1,59	2,59	1,26
Pr > F	0,025	0,0354	0,4059	0,1453	0,0542
[crue]/[base]	6,55	3,34	17,8	47,9	0,727
Pr > F	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001
argile, [crue]/[base]	9,97	4,28	36,2	125	281*
Pr > F	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001
sable, [crue]/[base]	4,30	2,60	8,75	18,4	68*
Pr > F	<,0001	<,0001	<,0001	<,0001	0,032

Afin d'éclairer davantage les résultats de l'ANOVA sur la qualité des eaux de drainage, le tableau 8 présente les différences dans les paramètres de qualité de l'eau associés aux effets Sol (argile vs sable), régime hydrique (crue vs base) de même que leur interaction sur la forme de ratios. Globalement, les variabilités des concentrations en P et en MES demeurent plus élevées en sol argileux qu'en sol sablonneux. Cet écart n'est cependant pas indépendant du régime hydrique. Ainsi, les sites argileux témoignent d'une variabilité beaucoup plus importante des concentrations en P total et particulaire (10 à 36X) et MES (125X) en réponse à des changements du régime hydrique, qu'en sol sablonneux. La conductivité témoigne pour sa part d'un effet inverse et elle diminue en écoulement de crue de manière plus importante, de 3,75x, en sol à texture argileuse qu'en sol sablonneux. Dans l'ensemble, ces résultats traduisent un contact de l'eau moins prolongé avec la matrice des sols à texture fine et seraient expliqués par

l'écoulement préférentiel associé aux macropores davantage présents dans ces types de sols.

Bilan des exportations des parcelles

Les analyses statistiques précédentes sur la qualité de l'eau des échantillons en parcelles expriment la variabilité des concentrations des différents paramètres de qualité de l'eau, sans égard à l'importance relative des hauteurs d'eau ruisselées et drainées. Dans une perspective opérationnelle, il devient cependant pertinent d'estimer les contributions des flux souterrains et de surface au bilan global des exportations de P. Dans le cadre de la présente étude, de telles estimations sont rendues possibles en combinant les observations associées au suivi hydrométrique et géochimique à l'exutoire du bassin avec les observations de qualité de l'eau au drain et dans le ruissellement de surface. Concrètement, la segmentation des hydrogrammes à l'exutoire contribue à l'estimation quantitative des hauteurs d'eau drainées ou ruisselées, alors que les dosages des échantillons en laboratoire contribuent à leur caractérisation qualitative. La combinaison des observations instantanées de la qualité de l'eau et des estimations en continu des hauteurs d'eau drainées ou ruisselées permet ainsi d'estimer des concentrations moyennes pondérées pour les hauteurs d'eau exportées, de même que des flux au drain ou dans le ruissellement pour les différents paramètres de qualité de l'eau à l'étude. Les tableaux 9 et 10 présentent les observations instantanées de concentrations en P total et d'hauteurs d'eau au drain et dans le ruissellement pour l'ensemble des sites expérimentaux, de même que les concentrations moyennes en P total pondérées pour les hauteurs d'eau associées et les flux dérivés de ces dernières.

Tableau 9. Concentrations de P total des eaux de drainage pour chaque site en fonction des campagnes, moyenne pondérée des parcelles en fonction de la hauteur d'eau au drain (Q_{drain}) à l'exutoire du bassin, moyennes et écarts-types des charges exportées au drain de P total par site pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Campagne	Q _{drain} (mm/jour)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0,32	44	41	37	31	22	184	98	32	35	37
2	1,26	67	164	98	22	39	1009	700	355	298	318
3	0,71	28	24	25	18	14	115	71	20	30	89
4	1,71	134	1392	662	100	717	2021	2393	748	756	808
5	2,08	41	441	177	38	78	1850	1778	245	221	413
6	2,02	30	151	107	29	27	1351	1106	104	118	347
7	1,61	29	67	24	14	25	313	197	29	39	96
8	0,25	24	24	22	9	19	63	32	13	19	34
9	0,33	144	350	214	164	943	1275	1454	229	259	551
10	1,98	65	533	199	12	291	912		250	180	1148
[P total] pondéré (ug/l)		59	417	194	38	199	1156	961	252	237	492
Écart-type		43	497	230	41	308	740	984	261	260	418
P total (g/ha)		21	147	68	13	70	406	337	88	83	173

Tableau 10. Concentrations de P total des eaux de ruissellement pour chaque site en fonction des campagnes, moyenne pondérée des parcelles en fonction de la hauteur d'eau au drain (Q_{drain}) à l'exutoire du bassin, moyennes et écarts-types des charges de P total exportées dans le ruissellement par site pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Campagne	Q _{surface} (mm/jour)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2	4,29	1721	2308	3212	2783	974	3208	2795	873	744	825
4	10,10	1258	374	1547	3160	1330	298	806	814	966	692
5	7,58	885	420	666	2115	1066	719	4061	500	569	844
6	3,36	679	495	576	1342	875	4555	2757	441	476	747
9	0,02	678	2651	1192	3183	1601	435	1895	381		1429
10	2,77	1062	627	660	1881	2406	417		1005	456	2970
[P total] pondéré (ug/l)		1139	722	1360	2478	1256	1376	2142	712	716	984
Écart-type		422	905	1183	850	552	2041	1976	257	274	879
P total (g/ha)		223	142	267	486	246	270	420	140	140	193

Globalement, les flux moyens de sédiments et de nutriments associés aux eaux de drainage et ruisselées témoignent de la dominance des contributions du ruissellement de surface au bilan global des exportations en phosphore. Celles-ci se situent à 69 % pour la période d'étude, alors que 31 % du flux de P total est plutôt associé aux eaux de drainage. À l'instar des résultats de l'analyse de variance de la qualité des eaux, les estimations de flux mettent en relief une extrême variabilité entre les sites quant à leurs exportations de P dans les drains, variant de 13 à 406 g/ha. Cette variabilité entre les sites dépasse largement celle observée dans les eaux de ruissellement, associée à des flux compris entre 140 et 486 g/ha pour la période d'étude. Soulignons par ailleurs que ces moyennes affichent des écarts-types très élevés, dépassant notamment 100 % des valeurs moyennes calculées pour les observations au drain. Cette forte variabilité reflète les conditions hydrologiques contrastées à l'œuvre dans le bassin versant au moment des échantillonnages, et témoigne d'une forte influence des processus d'écoulement au travers du profil du sol sur l'importance et la spéciation des flux souterrains de P.

Les moyennes pondérées de concentrations et des charges exportées au drain et dans le ruissellement de surface pour les différentes formes de P et les MES sont respectivement rapportées aux tableaux 11 et 12, de même qu'aux figures 5 et 6. Ces estimations de flux de P en ses composantes dissoutes, particulaires et biodisponibles mettent en relief l'influence du cheminement hydrologique de surface ou souterrain sur la spéciation du P. Dans le ruissellement de surface, la forme particulaire de P est dominante pour tous les sites en culture annuelle et reflète en large partie le taux d'exportation de sédiments. Pour les sites nos 6 et 7 en prairie, le P exporté demeure essentiellement sous forme soluble. Dans l'eau de drainage, les proportions relatives de P dissous et particulaire varient de façon importante d'un site à l'autre. Les sites sablonneux 2 et 3, de même que les sites argileux 8, 9 et 10 démontrent des exportations relativement importantes en P particulaire. À priori, la classe de texture du sol n'explique donc pas les proportions de P particulaire exporté. Des investigations plus poussées des propriétés physico-chimiques des différents horizons du sol sont requises

pour expliquer ces différences marquées dans la spéciation du P exporté dans les drains souterrains.

Tableau 11. Concentrations moyennes pondérées pour les hauteurs d'eau journalières des différentes formes de P et MES dans les eaux de drain pour chaque site et charge exportée en P et MES par site pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
[P total] pondéré (ug/l)	59	417	194	38	199	1156	961	252	237	492
P total (g/ha)	21	147	68	13	70	406	337	88	83	173
[P bio] pondéré (ug/l)	49	163	88	32	117	986	842	100	126	223
P bio (g/ha)	17	57	31	11	41	346	296	35	44	78
[P ortho] pondéré (ug/l)	26	40	14	14	95	1052	809	61	93	46
P ortho(g/ha)	9	14	5	5	34	369	284	21	33	16
[Pdiss.] pondéré (ug/l)	31	55	24	19	103	1083	826	72	100	58
Pdiss.(g/ha)	11	19	8	7	36	380	290	25	35	20
[P part.] pondéré (ug/l)	27	362	171	19	19	98	136	180	137	434
P part.(g/ha)	10	127	60	7	7	34	48	63	48	152
[MES] pondéré (ug/l)	10	245	111	8	35	42	41	114	92	316
MES (kg/ha)	4	86	39	3	12	15	14	40	32	111

Tableau 12. Concentrations moyennes pondérées pour les hauteurs d'eau journalières des différentes formes de P et MES dans les eaux de surface pour chaque site et charge exportée en P et MES par site pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Site	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
[P total] pondéré (ug/l)	1139	722	1360	2478	1256	1376	2142	712	716	984
P total (g/ha)	223	142	267	486	246	270	420	140	140	193
[P bio] pondéré (ug/l)	1037	213	469	1833	866	1291	2127	370	389	467
P bio (g/ha)	203	42	92	359	170	253	417	73	76	92
[P ortho] pondéré (ug/l)	869	34	38	1624	575	1254	2088	206	225	98
P ortho(g/ha)	170	7	7	318	113	246	409	40	44	19
[Pdiss.] pondéré (ug/l)	882	53	56	1646	599	1294	2129	228	241	126
Pdiss.(g/ha)	173	10	11	323	117	254	417	45	47	25
[P part.] pondéré (ug/l)	257	669	1304	832	657	87	41	485	474	858
P part.(g/ha)	50	131	256	163	129	17	8	95	93	168
[MES] pondéré (mg/l)	140	452	1008	430	245	40	34	314	299	580
MES (kg/ha)	28	89	197	84	48	8	7	62	59	114

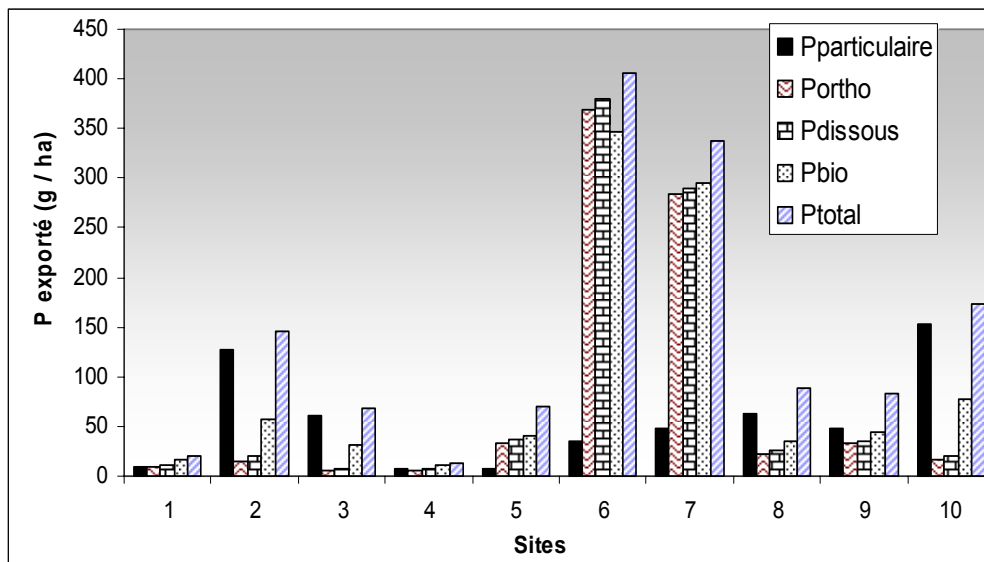


Figure 5. Estimations des charges de P exportées dans les eaux de drainage pour chacun des sites sablonneux (1-5) et argileux (6-10) pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

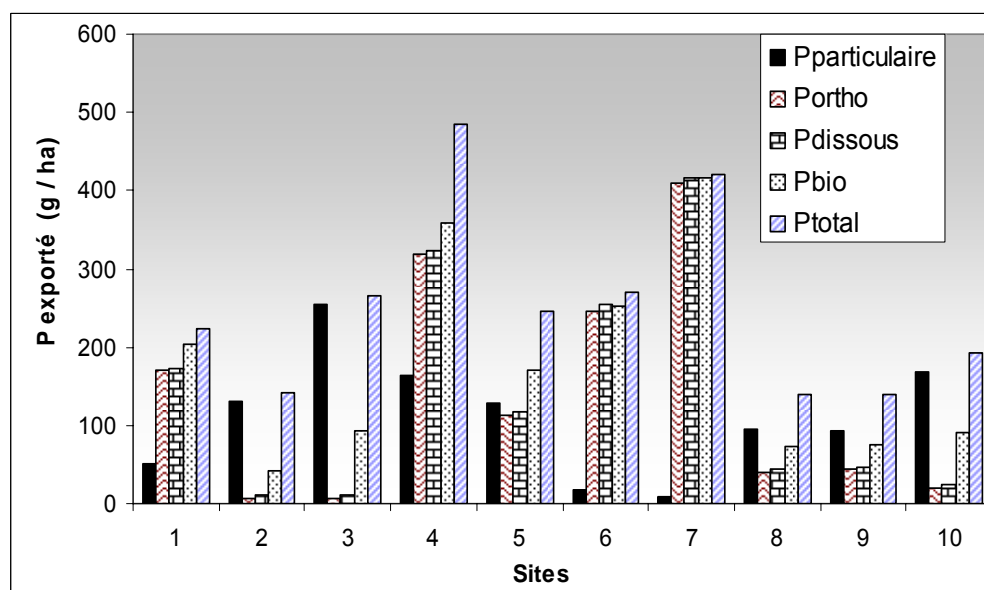


Figure 6. Estimations des charges de P exportées dans les eaux de ruissellement pour chacun des sites sablonneux (1-5) et argileux (6-10) pour la période du 1^{er} septembre 2008 au 10 décembre 2008.

Synthèse et implications opérationnelles

Les résultats du projet de caractérisation des exportations de phosphore dans le ruissellement de surface et les drains agricoles confirment la prédominance des exportations de phosphore dans le ruissellement de surface. Considérant l'ensemble des sites expérimentaux à l'étude et des campagnes d'échantillonnage, les concentrations demeurent en moyenne quatre fois plus élevées dans le ruissellement de surface que dans les drains pour la période d'étude. Compte tenu de la prépondérance de la lame d'eau exportée par les drains, soit environ 50 % de la lame d'eau totale exportée à l'exutoire du bassin durant cette même période (33 % en ruissellement de surface), les flux respectifs des drains et du ruissellement de surface se situent respectivement à 31 et 69 % des flux totaux de phosphore total. Cette répartition des flux reflète les charges mesurées en dispositifs expérimentaux à l'échelle de deux champs de la zone à l'étude (Jamieson et coll., 2003). Une première implication pratique de cette étude est toute l'importance à accorder aux contributions des drains agricoles dans le bilan global des exportations diffuses de P en bassins versants agricoles. Ces résultats invitent à la considération des flux souterrains dans la planification d'objectifs de réduction des charges diffuses de P en bassins versants ruraux. Compte tenu de la difficulté de réduire ces exportations souterraines, les concentrations moyennes pondérées en phosphore pour le débit au drain constituent en soi un seuil minimum de concentration en phosphore qui puisse être retenu comme critère de qualité d'eau de surface pour le parcellaire en culture drainé souterrainement.

Les résultats de l'étude révèlent que les exportations de P au drain sont largement sous contrôle édaphique. En effet, les flux de P exportés au drain sont en moyenne 3,4 fois plus élevés en sol argileux qu'en sol à texture plus légère. Ces observations sont cohérentes avec les suivis de la mobilité du P au drain rapportés en Montérégie (Jamieson et coll., 2003) et en Chaudière-Appalaches (Giroux et Royer, 2006a, 2006b). L'écart est relativement plus important lors des crues du ruisseau, entre les sites argileux et à texture de sol plus légère, qu'en conditions d'écoulement de base du cours d'eau. Conceptuellement, cette interaction significative entre l'effet du type de sol et du régime hydrique traduit les influences respectives des transferts matriciel et préférentiel à l'œuvre dans le profil du sol. Les tendances observées dans la qualité de l'eau exportée au drain militent en effet pour un transport préférentiel dans l'explication de charges de P relativement élevées en sol argileux. Les concentrations au drain en P total des sols argileux en période de crue sont en moyenne dix fois plus élevées qu'en période d'écoulement de base (hauteur d'eau quotidienne inférieure à 0,46 mm/jr), alors que les concentrations en MES sont multipliées par un facteur 125. Les sites à texture de sol légère témoignent de moindres différences dans les concentrations de P et de MES au drain en réponse aux conditions hydrologiques, avec des ratios respectifs de 4,3 et 18,4 (tableau 8). Les transferts préférentiels y seraient donc moins importants. La variabilité dans les conductivités électriques mesurées dans les eaux de drainage témoigne des mêmes tendances, alors que la variabilité observée entre les campagnes de crue et d'écoulement de base est beaucoup plus importante en site argileux qu'en sol plus léger. Ces observations tendent à confirmer que le transport préférentiel est un vecteur de mobilité relativement plus important sur les sites argileux. Cette voie préférentielle serait favorisée lors des crues, alors que le profil de sol est saturé et soumis au ruissellement de surface. Cette condition hydrologique favoriserait alors un

écoulement relativement rapide dans les macropores du sol, réduisant le temps de contact de la lame d'eau lessivée avec la matrice du sol et atténuant d'autant les processus de fixation du P. Les concentrations extrêmes de P mesurées au drain en sol argileux sous couverture de prairie, lors des crues à prédominance de ruissellement de surface, témoigneraient de la même dynamique. Dans ce cas, les biopores du sol, hérités de la rotation longue avec des graminées et des légumineuses pérennes, auraient favorisé le transport préférentiel du P au drain. Ces observations entrent nettement en contradiction avec celles rapportées par Giroux et Royer (2006a et 2006b) qui ont plutôt rapporté des concentrations en P relativement plus faibles dans les drains sous couvert de prairie, comparativement à la culture annuelle. Les observations colligées dans le cadre de la présente étude invitent ainsi à étudier plus en amont les effets de la culture de prairie en sol argileux sur la migration préférentielle du P.

Globalement, les observations colligées dans le cadre de cette étude sont cohérentes avec le modèle conceptuel et la méthodologie inhérente à l'Outil de diagnostic des exportations de phosphore (ODEP) développé et validé sur la base de dispositifs expérimentaux en parcelles et en bassins versants au Québec (Michaud et coll., 2008). Les concentrations en P observées au drain et dans le ruissellement de surface se situent dans l'ordre de grandeur des prédictions de l'ODEP pour des conditions édaphiques et de régimé du sol similaires. En ce qui a trait plus particulièrement aux migrations du P vers les drains, rappelons que l'ODEP fonde ses prédictions essentiellement sur les observations rapportées dans le cadre des rares études réalisées sur ce thème au Québec. L'ODEP associe ainsi des classes de concentration en P des eaux de drainage qui croissent avec le pourcentage d'argile du sol. La typologie proposée (Michaud et coll., 2008) associe par ailleurs une réduction des transferts préférentiels en couverture de prairie, comparativement à une culture annuelle. Les observations colligées dans le cadre de la présente étude militent ainsi pour la mise à jour du module de l'ODEP pertinent aux exportations souterraines. Les concentrations élevées de P, au drain sur les deux sites en prairie sur sol argileux observés dans le cadre de la présente étude, appellent en effet à une remise en question des classes de concentration proposées par l'ODEP pour cette combinaison de classes de texture et d'utilisation du sol. Il apparaît clair que des critères édaphiques plus détaillés seront éventuellement requis pour mieux expliquer la vulnérabilité d'un site donné aux migrations préférentielles du P. Compte tenu des contradictions apparentes entre les observations de la présente étude et celles colligées dans le cadre d'études antérieures, notamment celle de Giroux et Royer (2006a et 2006b) comparant les migrations du P sous prairie et sous cultures annuelles, il apparaît prématuré de proposer une nouvelle typologie des risques de mobilisation souterraine du P en fonction des types de sol et de la couverture végétale. Considérons pour l'heure que la présente étude valide la typologie de l'ODEP à l'égard de l'influence du type de sol sur la mobilité souterraine du P. Les observations colligées en sol argileux sous prairie dans le bassin versant Ewing militent cependant pour une investigation beaucoup plus poussée de l'influence de la culture sur la mobilité du P, en interaction avec le type de sol.

Les suites de la présente étude, qui s'inscrivent dans la réalisation du Doctorat de Poirier (2009), permettront de décrire plus en aval les propriétés physico-chimiques des sols des dix champs investigués à l'automne 2008. Il est postulé qu'une caractérisation détaillée de la structure des sols à l'étude, de même que de leurs capacités de fixation du P et autres propriétés physico-chimiques, permettra d'expliquer la forte variabilité observée dans les migrations souterraines du P. Afin de d'investiguer plus en détail la

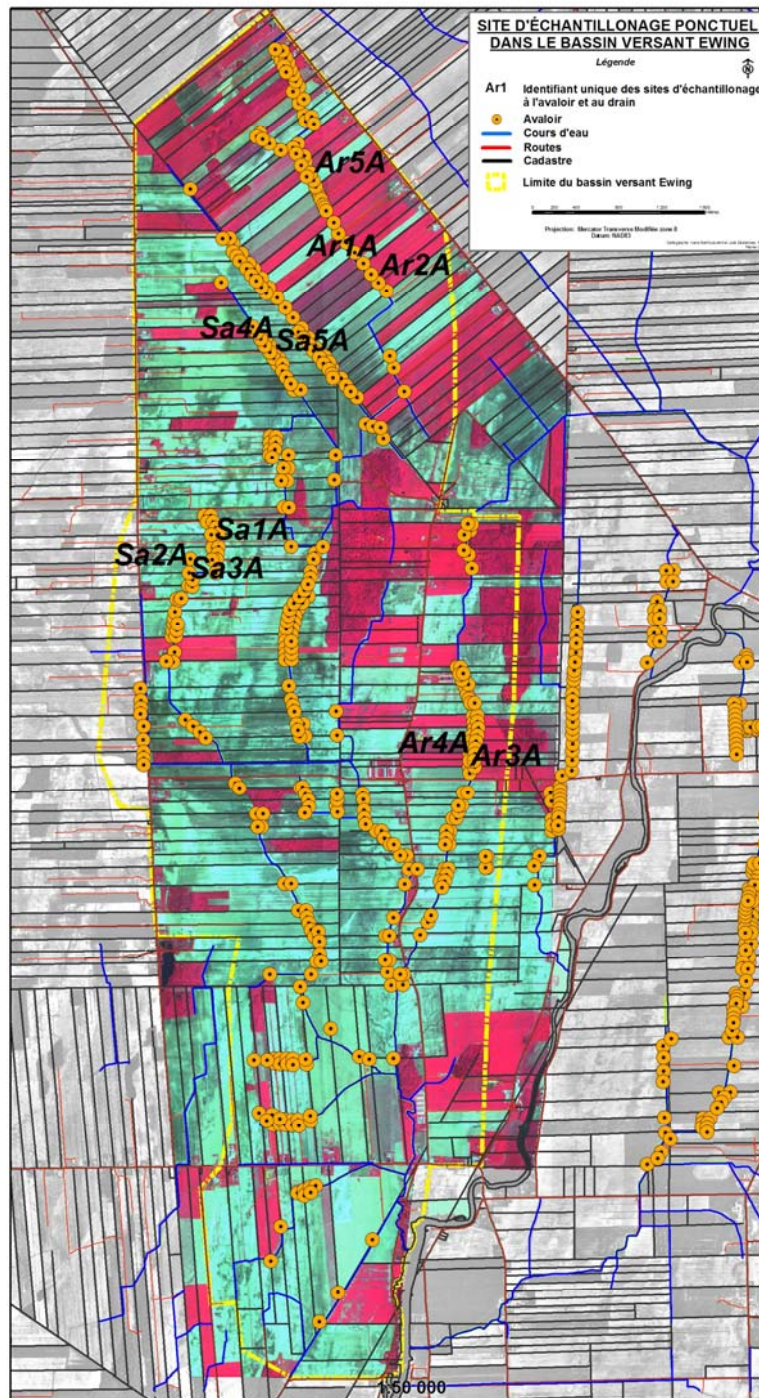
thèse de l'écoulement préférentiel en sol argileux, des caractérisations de la texture, de la porosité et de la conductivité hydraulique saturée seront notamment réalisées au cours de l'année 2009 pour les différents horizons de sol à chacun des sites expérimentaux. Des campagnes printanières d'échantillonnage, selon un protocole identique à celui des prélèvements automnaux, permettront par ailleurs d'évaluer l'influence saisonnière sur les processus de mobilisation. Il est par ailleurs postulé que des caractérisations plus poussées des échantillons de ruissellement et des eaux de drainage exportées des sites à l'étude, faisant notamment intervenir les techniques de résonance magnétique nucléaire, de comptage de particules et de chromatographie, permettront de lier les sources et les processus de transferts du P avec la spéciation du P exporté. À terme, la principale retombée de ce programme d'étude est une typologie fonctionnelle des risques de mobilisation du P vers les drains souterrains selon les propriétés hydro-pédologiques et la régie du parcellaire.

Références citées

- Beauchemin, S., R.R. Simard and D. Cluis. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J Environ. Qual.* 27:721-8.
- Chikhaoui, M., C.A. Madramootoo, A. Gollamudi et A.R. Michaud. 2009. Pertes de phosphore d'origine agricole par drainage au sud du Québec : Effet de l'écoulement préférentiel. Centre Brace pour la gestion des ressources hydriques, Université McGill, Sainte-Anne-de-Bellevue, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Colloque annuel de l'AQSSS 2009.
- Coopérative de solidarité du bassin versant de la Rivière au Brochet (CSBVRB). 2007. Contribution des agriculteurs à la production de biens et services environnementaux dans des sous-bassins ciblés de la Baie Missisquoi. Programme pour l'avancement du secteur canadien de l'agriculture et de l'agroalimentaire (PASCAA).
- Enright, P. and C.A. Madramootoo. 2004. Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. R. A. Cooke (ed.). *Proceedings of the Eight International Drainage Symposium*, St. Joseph, MI, USA. ASAS.
- Environnement Canada. 2006. Banque de données météorologiques journalières de la station de Philipsburg, Montérégie, Québec.
- Giroux, M. et R. Royer. 2006a. Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous le maïs-grain, l'orge et le canola. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Québec, Québec, Canada.
- Giroux, M. et R. Royer. 2006b. Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous prairies et orge grainée. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Québec, Québec, Canada.
- Greenberg, A.E., S. Lenore and S. Clesceri. 1992a. No: 2540D. Total suspended solids dried at 103-105 °C, p. 2-5, *In* E. A.D., ed. *Standard Methods For Examination of Waste and Waste Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Greenberg, A.E., S. Lenore and S. Clesceri. 1992b. No: 4500-P B, Total phosphorus, persulfate digestion method, p. 4-112, *In* E. A.D., ed. *Standard Methods For Examination of Waste and Waste Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Greenberg, A.E., S. Lenore and 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 Waste Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Greenberg, A.E., S. Lenore and 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 Waste Water*, 18th Edition ed. Corporation Tarrytown, N.Y. 10591.
- Jamieson, A., C.A. Madramootoo and P. Enright. 2003. Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec. *Canadian Biosystems Engineering* 45:1.1-1.7.

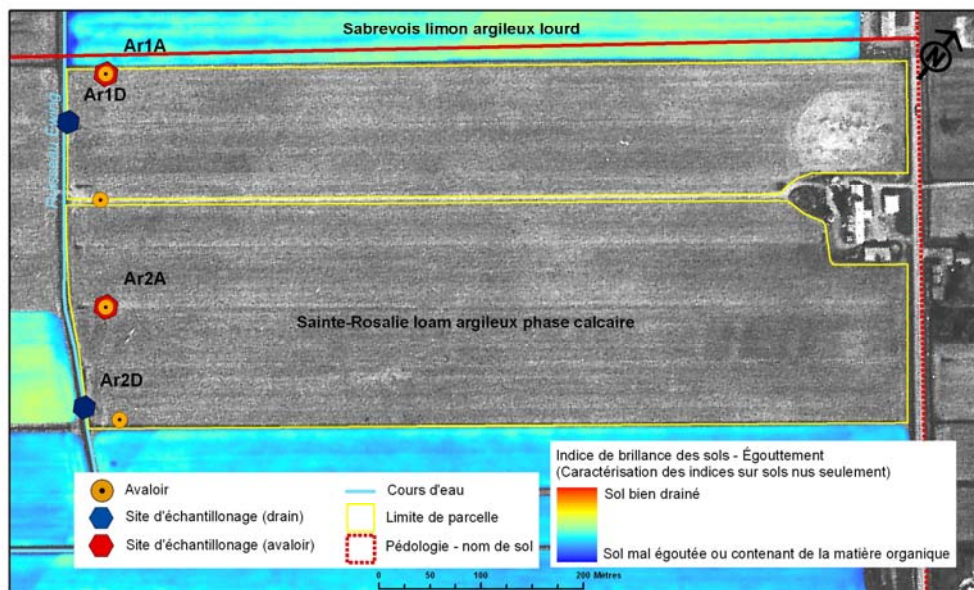
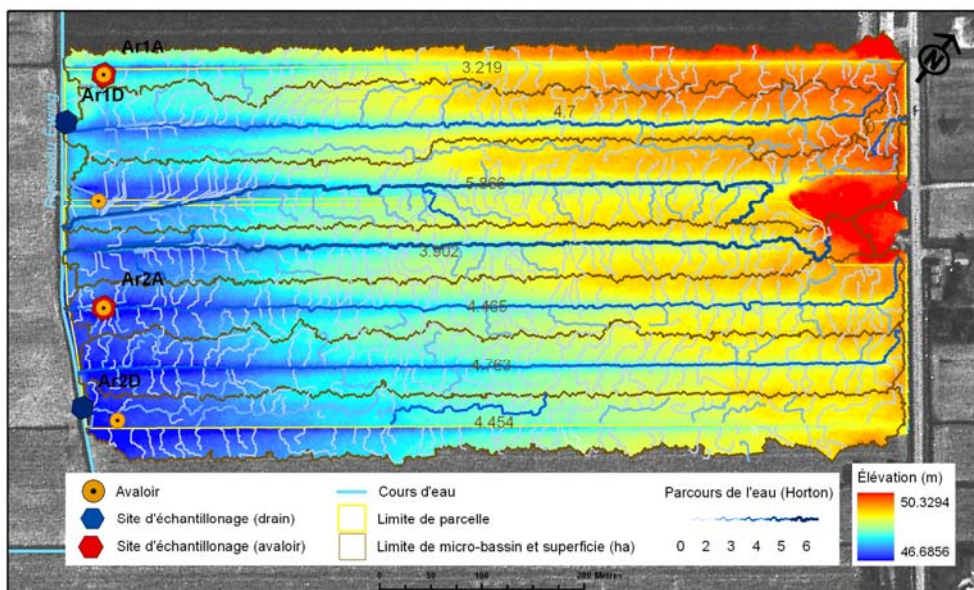
- Littell, R.C., G.A. Milliken, W.W. Stroup, R.D. Wolfinger and N. Cary. 1996. SAS, System for Mixed Models. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Michaud, A., R. Lauzier, et M.R. Laverdière. 2002. Description du système de transfert du phosphore dans le bassin-versant du ruisseau au Castor. *Agrosol* 13:124-39.
- Michaud, A.R. J. Deslandes, G. Gagné, L.Grenon, et K. Vézina. 2009. Gestion raisonnée et intégrée des sols et de l'eau (GRISE). Rapport final. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Agriculture et agroalimentaire Canada, Université de Sherbrooke, CDAQ. 89 pages.
- Poirier, S.-C. (sous la supervision de A.R. Michaud et J. Whalen). 2009. Mobilité et spéciation du phosphore dans le ruissellement de surface et les drains agricoles. Projet de thèse de Doctorat, Département des sciences naturelles. Université McGill.
- Rivest, R. et P. Leduc. 1997. Évaluation du risque de pollution diffuse associée au phosphore des sols classés excessivement riches, p. 59. Rapport Société d'agriculture de Saint-Hyacinthe et MAPAQ. Programme d'aide aux entreprises agro-alimentaires.
- Statistical analysis system. 2000. SAS 8.0 for Windows and SAS/STAT software and user's guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.
- Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo and S. Beauchemin. 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.* 13:211-5.
- Sharpley, A. N., W. Troeger and S. J. Smith. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus in agriculture runoff. *J. Environ Quality*, 20:235-238.
- Walker, W. 1998. Flux, stream loads computations, version 5.0. Environmental laboratory USAE Waterways Experiment Station. Vicksburg, Mississippi, USA.

Annexe I. Localisation des sites expérimentaux dans le bassin versant du ruisseau Ewing. Les sites AR et Sa distinguent respectivement les textures de sol à dominance argileuse et sablonneuse.

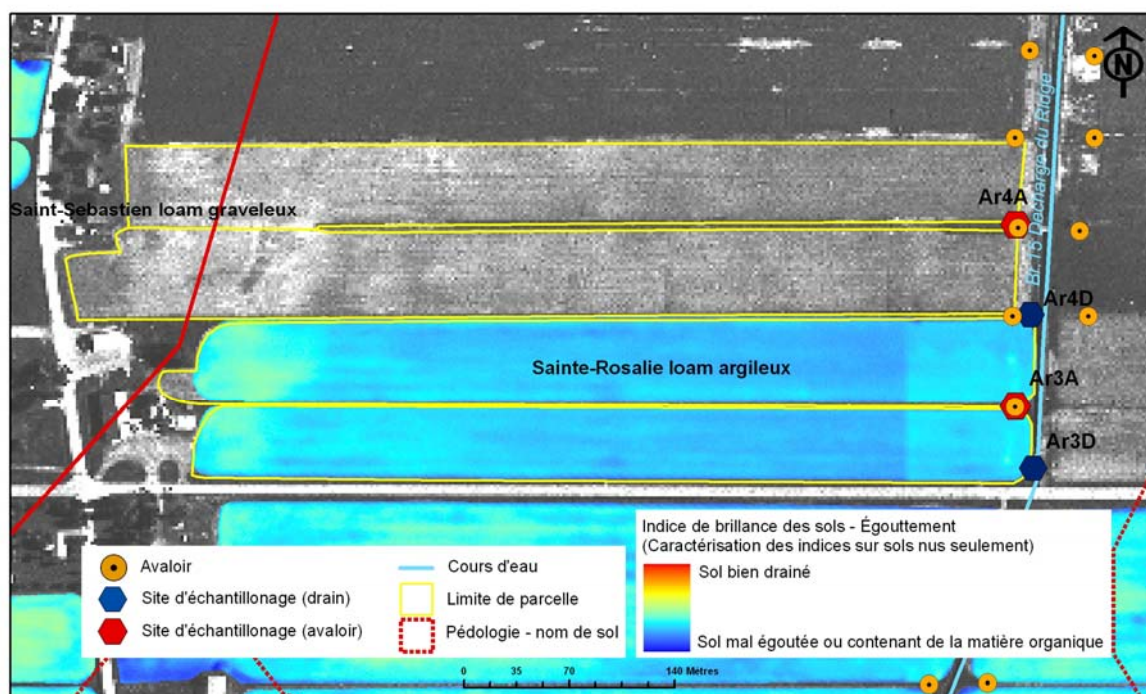
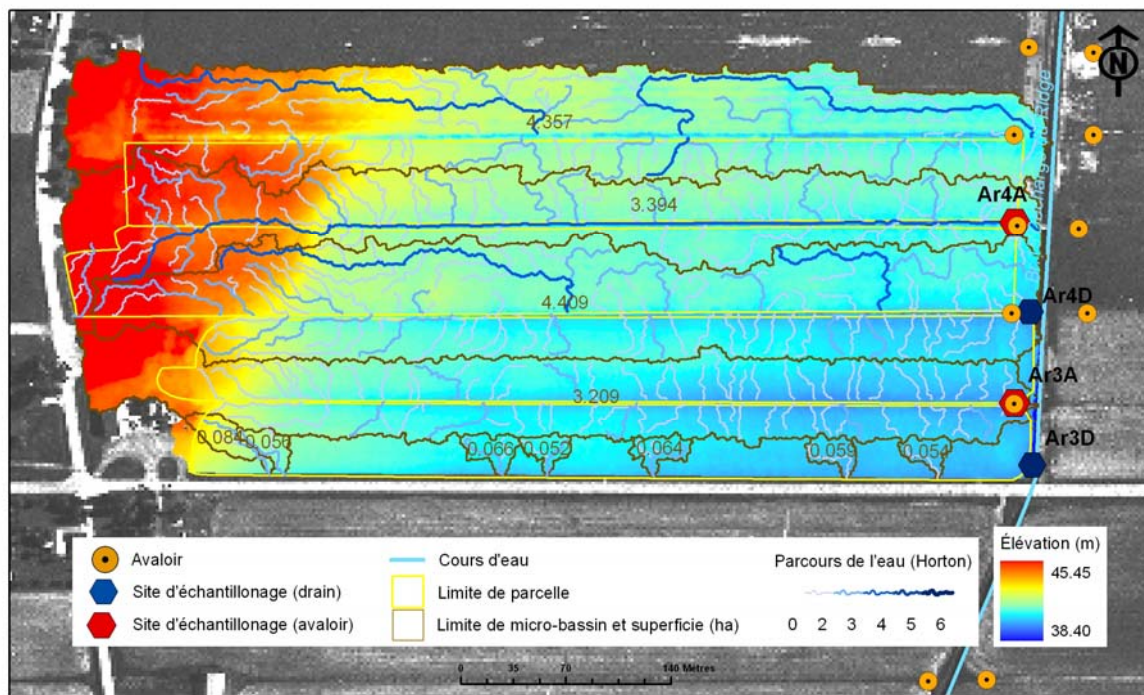


Annexe II. Description des 10 sites expérimentaux du bassin versant du ruisseau Ewing, incluant le modèle numérique d'élévation, l'indice d'égouttement (brillance), les parcours du ruissellement de surface, la délimitation des micro-bassins, la pédologie et la localisation des dispositifs d'échantillonnage du ruissellement de surface et au drain.

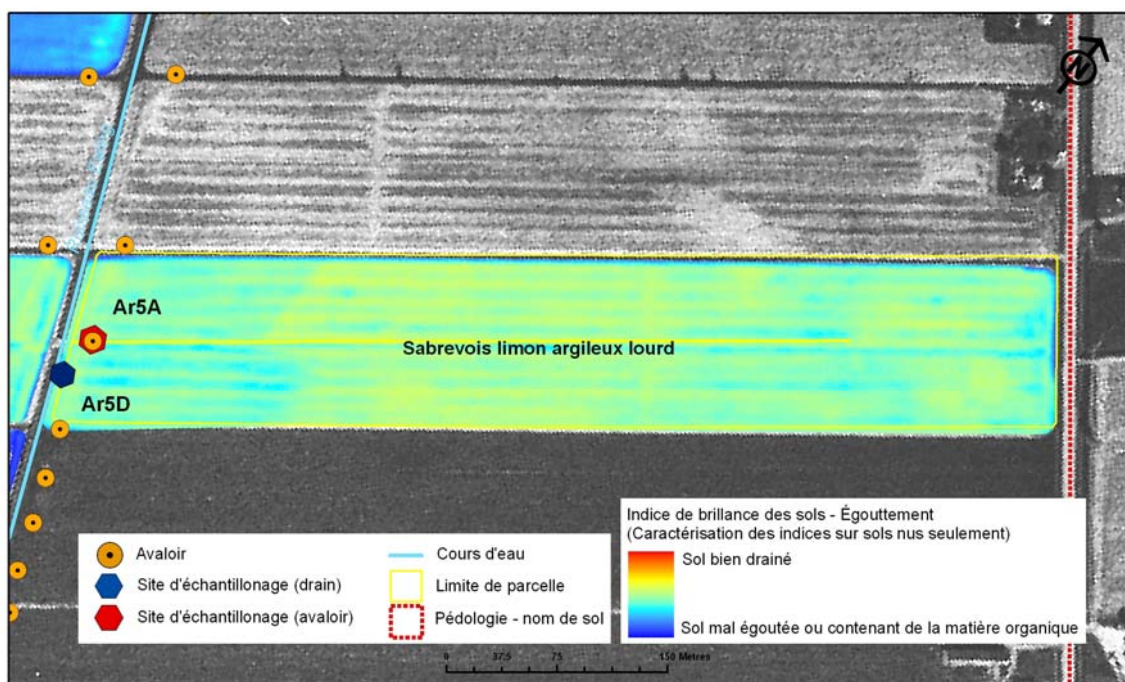
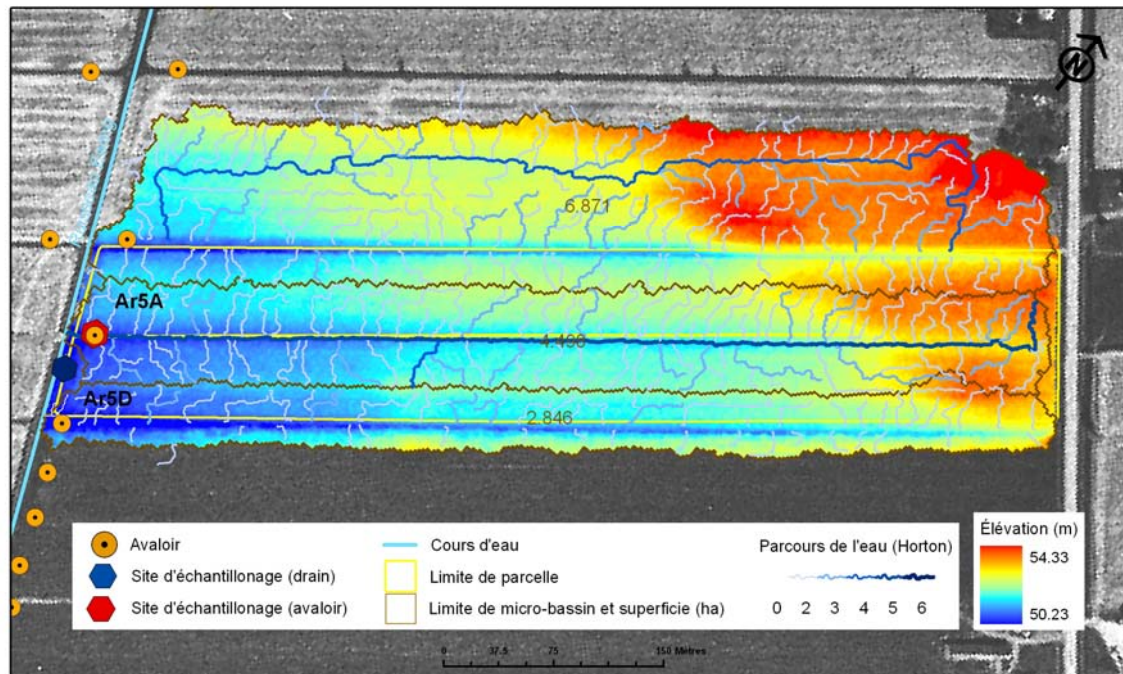
Sites d'échantillonnage AR1 et AR2



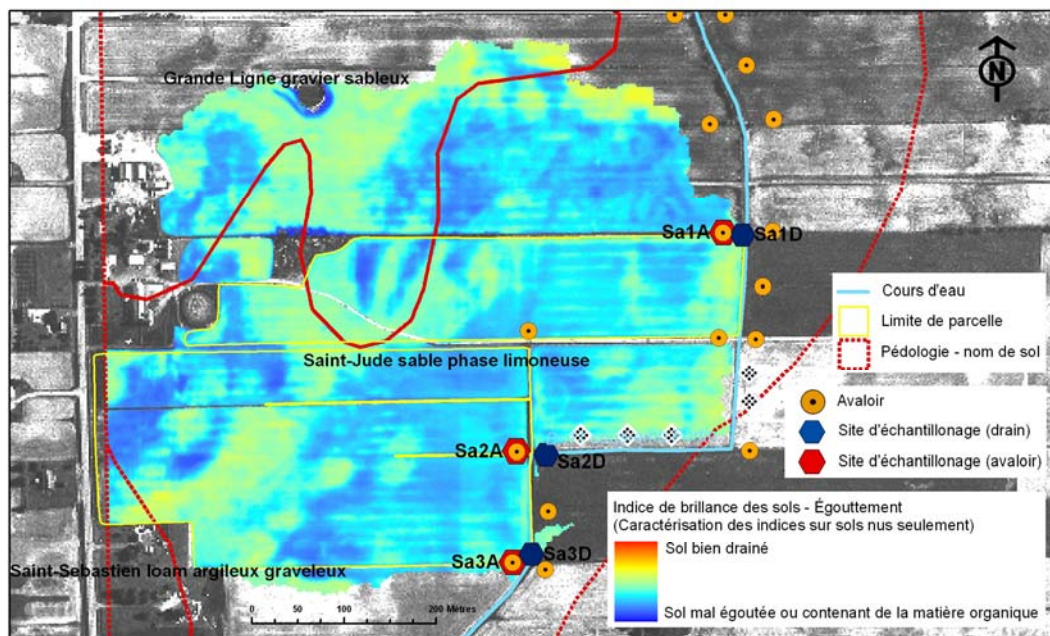
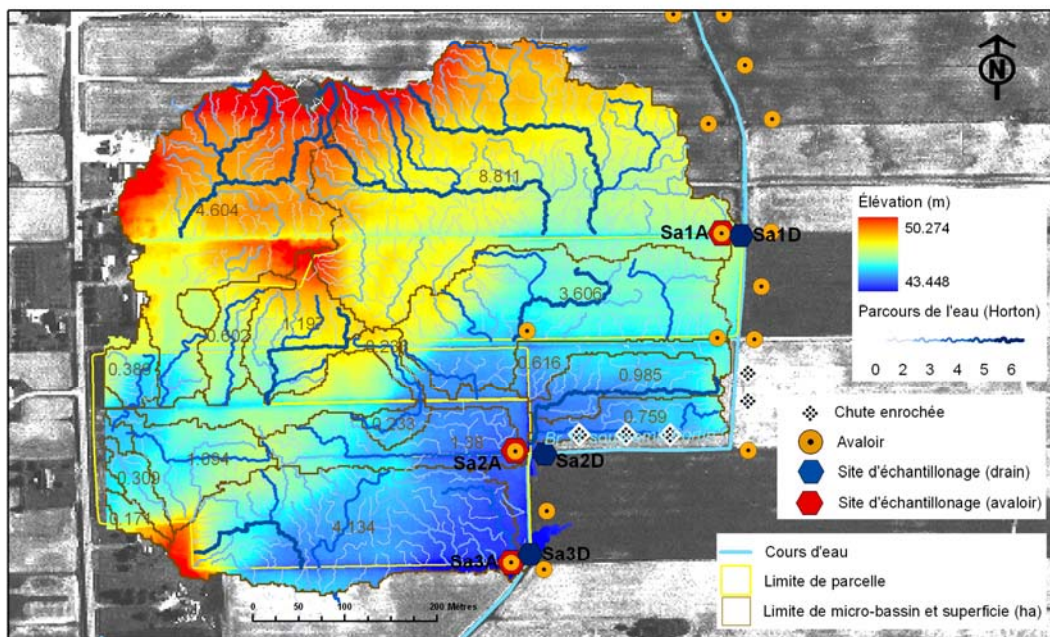
Sites d'échantillonnage AR3 et AR4



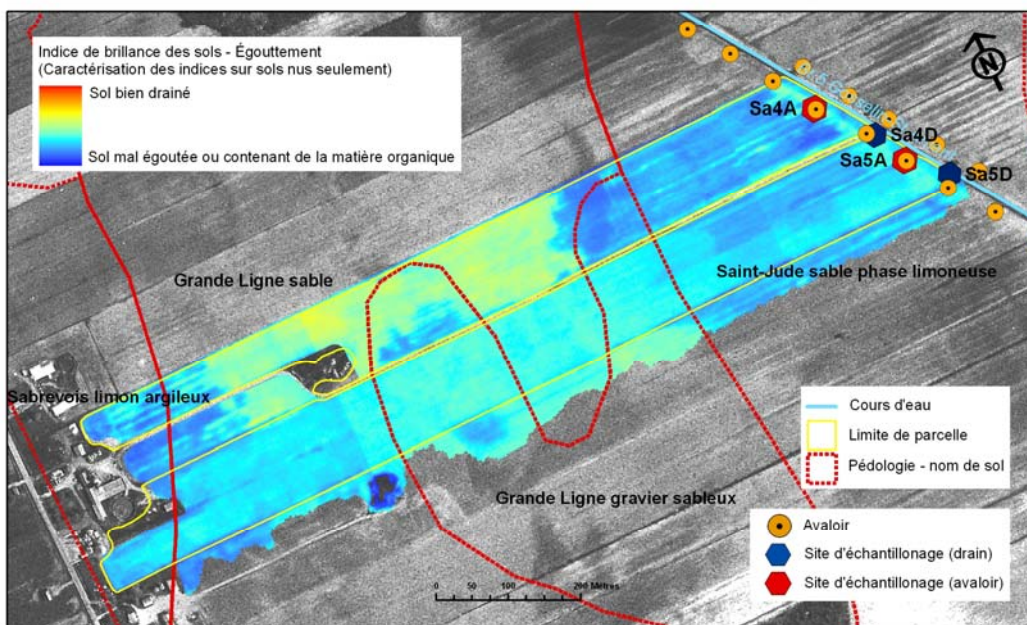
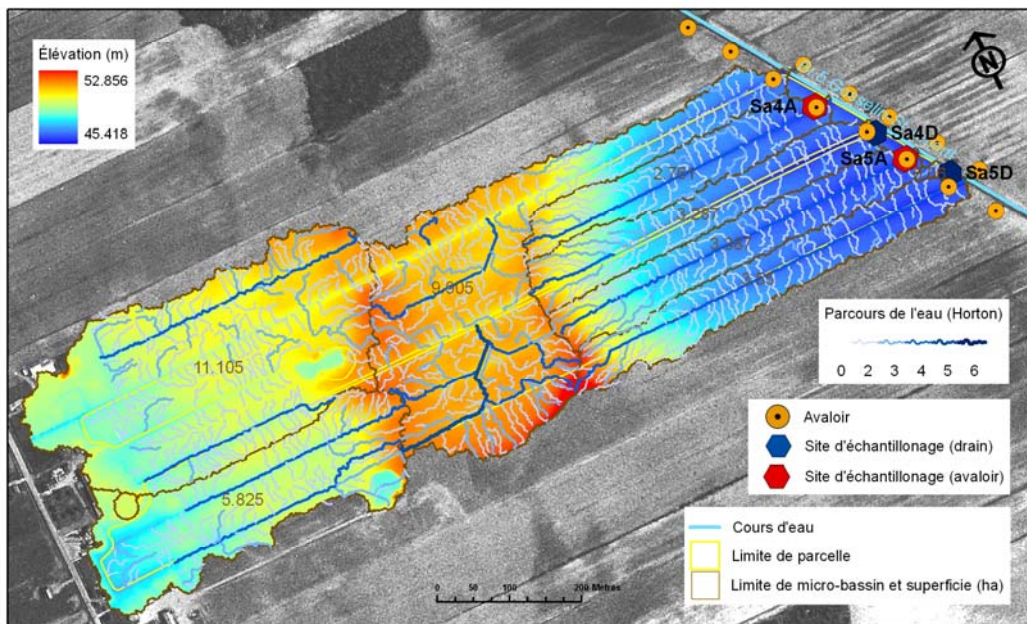
Site d'échantillonnage AR5



Sites d'échantillonnage SA1, SA2 et SA3



Sites d'échantillonnage SA4 et SA5



Annexe III. Résultats de la modélisation des flux de sédiments et de nutriments exportés à l'exutoire du bassin versant du ruisseau Ewing pour la période de juin 2008 à décembre 2008.

3a. Distribution des campagnes d'échantillonnage en fonction des strates de débits utilisées pour la modélisation des flux.

Bassin du Ruisseau Éwing - Juin 2008 à décembre 2008

Strate	Débit (mm jour ⁻¹)	Période (mo/jr)	Lame d'eau exportée (mm)		Campagnes d'échantillonnage		Ensemble de la période	
			Total	Moyenne	N	Moyenne	N	Moyenne
			199 jours	Annuelle				
1	< 0,46		27	27	17	0,02	100	0,27
2	> 0,46		165	167	51	0,23	99	1,67
Global			192	352	68	0,18	199	0,96

3b. Charges, concentrations moyennes pondérées pour le débit et coefficients de variation de l'estimation de la charge pour les différents paramètres de qualité de l'eau modélisés à l'exutoire du bassin versant expérimental du ruisseau Walbridge.

Période d'évaluation: juin 2008 à décembre 2008

Paramètre de qualité de l'eau	Charge (kg an-1)	Charge (kg)	Conc. (ug L-1)	CV ⁽¹⁾
Matières en suspension	1 818 738	990 907	160 304	0,168
Phosphore total	4 515	2 460	398	0,098
Phosphore biodisponible	2 457	1 338	217	0,127
Phosphore total dissous	1 452	791	128	0,122
Phosphore réactif dissous	1 315	716	116	0,139
Azote ammoniacal	1 443	786	124	0,270
Nitrates	61 274	33 384	5 401	0,081
Hauteur d'eau exportée	352	192 mm		
Durée du monitoring	mm an-1	199 jours		

⁽¹⁾ Coefficient de variation de l'estimation de la charge estimée par validation croisée (jack-knife).

3c. Charges, concentrations moyennes pondérées pour le débit et pentes de régression associées aux différents paramètres de qualité de l'eau modélisés à l'exutoire du bassin versant expérimental du ruisseau Walbridge pour la strate de débit d'écoulement de base (1) et de crue (2).

**Sommaire des modélisations de flux
Bassin versant Ruisseau Éwing
Juin 2008 à décembre 2008**

Phosphore total

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	0,235	0,502	92	106	0,147
2	0,787	<0.001	2 368	445	0,102
Global			2 460	398	0,098

Phosphore biodisponible

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	0,738	0,069	38	45	0,154
2	0,979	<0.001	1 300	244	0,131
Global			1 338	217	0,127

Phosphore total en solution

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	-0,248	0,549	31	35	0,238
2	0,871	<0.001	761	143	0,127
Global			791	128	0,122

Ortho-phosphates

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	-0,193	0,659	25	28	0,280
2	0,915	<0.001	692	130	0,143
Global			716	116	0,139

Matières en suspension

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	0,519	0,179	52 089	60 384	0,136
2	0,626	<0.001	938 818	176 509	0,177
Global			990 907	160 304	0,168

Azote ammoniacal

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	0,235	0,833	94	108	0,406
2	-0,160	0,222	693	130	0,302
Global			786	127	0,270

Nitrates

Strate	Pente de la régression C/Q		Charge (kg)	Conc. (ug L ⁻¹)	CV
	Pente	Signif			
1	1,049	0,004	2 270	2 631	0,095
2	0,127	0,021	34 637	6 512	0,111
Global			36 907	5 971	0,104

Annexe IV. Résultats des dosages des échantillons d'eau provenant des parcelles à l'étude.

sol	ruissellement	site	campagne	MES (mg/l)	NH ₄ (ug/l)	NO ₃ (ug/l)	Pbio (ug/l)	Portho (ug/l)	Pdiss. (ug/l)	Ptotal (ug/l)	P part. (ug/l)	Conductivité (uS/cm)
S	D	1	1	6	0.03	26	42	14	27	44	17	461
S	D	1	2	5	0.019	22.4	45	32	36	67	31	430
S	D	1	3	3	0.021	22.7	24	7	12	28	16	426
S	D	1	4	33	0.033	18.9	98	57	64	134	70	390
S	D	1	5	5	0.02	23.8	42	16	21	41	20	390
S	D	1	6	7	0.031	21.7	31	8	14	30	16	389
S	D	1	7	2	0.03	22.7	30	8	10	29	19	382
S	D	1	8	2	0.025	16.7	24	16	19	24	5	428
S	D	1	9	16	0.016	13.2	111	105	113	144	31	391
S	D	1	10	14	0.046	17	52	38	42	65	23	386
S	R	1	2	352	0.126	0.102	1316	952	967	1721	754	247
S	R	1	4	146	0.043	0.037	1202	1000	1015	1258	243	167
S	R	1	5	55	0.037	0.091	870	765	777	885	108	203
S	R	1	6	51	0.022	0.082	638	629	650	679	29	236
S	R	1	9	127	0.035	0.059	490	388	408	678	270	292
S	R	1	10	134	0.038	0.051	949	837	842	1062	220	214
S	D	2	1	0	0.022	2.32	36	27	34	41	7	627
S	D	2	2	63	0.209	4.43	57	28	35	164	129	543
S	D	2	3	4	0.003	3.59	20	18	22	24	2	632
S	D	2	4	748	0.16	6.08	503	46	66	1392	1326	350
S	D	2	5	166	0.295	4.44	170	53	68	441	373	391
S	D	2	6	400	0.27	3.33	84	43	61	151	90	407
S	D	2	7	32	0.112	3.82	27	14	33	67	34	476
S	D	2	8	1	0.01	2.62	19	19	29	24	-5	648
S	D	2	9	175	0.042	3.1	151	47	60	350	290	526
S	D	2	10	195	0.046	3.46	216	60	77	533	456	376
S	R	2	2	1704	0.006	0.06	531	4	11	2308	2297	95
S	R	2	4	194	0.057	0.157	164	48	68	374	306	100
S	R	2	5	203	0.046	3.14	165	37	59	420	361	169
S	R	2	6	303	0.027	3.49	115	31	58	495	437	177
S	R	2	9	1936	0.016	0.443	1372	24	40	2651	2611	83
S	R	2	10	307	0.082	0.148	142	25	45	627	582	232
S	D	3	1	0	0.022	17.2	34	12	13	37	24	281
S	D	3	2	44	0.025	14.5	70	13	24	98	74	267
S	D	3	3	2	0.003	15.9	27	11	12	25	13	276
S	D	3	4	445	0.042	11.5	283	15	27	662	635	270
S	D	3	5	70	0.043	11.6	69	14	24	177	153	264
S	D	3	6	66	0.048	11.1	59	11	21	107	86	263
S	D	3	7	0	0.021	4.13	16	17	33	24	0	714
S	D	3	8	2	0	19	21	10	13	22	9	282
S	D	3	9	115	0.021	14.1	86	11	23	214	191	270
S	D	3	10	116	0.038	10.7	81	15	22	199	177	247
S	R	3	2	2571	0.145	1.43	833	31	48	3212	3164	237
S	R	3	4	1152	0.025	0.61	575	39	63	1547	1484	190
S	R	3	5	439	0.059	0.746	300	41	50	666	616	206
S	R	3	6	390	0.051	0.572	230	31	48	576	528	217
S	R	3	9	986	0.109	0.798	467	27	62	1192	1130	88
S	R	3	10	367	0.046	0.283	270	44	68	660	592	208

Annexe IV (suite) Résultats des dosages des échantillons d'eau provenant des parcelles à l'étude.

sol	ruissellement	site	campagne	MES (mg/l)	NH ₄ (ug/l)	NO ₃ (ug/l)	Pbio (ug/l)	Portho (ug/l)	Pdiss. (ug/l)	Ptotal (ug/l)	P part. (ug/l)	Conductivité (uS/cm)
S	D	4	1	3	0.029	13.8	23	2	4	31	27	449
S	D	4	2	3	0.006	11.4	20	3	5	22	17	495
S	D	4	3	10	0.004	13.5	18	4	5	18	13	458
S	D	4	4	39	0.032	11.3	75	48	59	100	41	490
S	D	4	5	0	0.008	13.3	37	7	11	38	27	442
S	D	4	6	0	0.012	12.6	30	5	12	29	17	446
S	D	4	7	5	0.015	13.3	9	2	10	14	4	416
S	D	4	8	0	0	10.8	50	2	2	9	7	473
S	D	4	9	31	0.025	8.91	98	84	93	164	71	499
S	D	4	10	2	0.023	9.68	10	14	15	12	0	497
S	R	4	2	314	0.165	17.9	2464	2188	2241	2783	542	448
S	R	4	4	886	0.098	8.64	1812	1560	1560	3160	1600	404
S	R	4	5	88	0.121	8.53	1970	1854	1887	2115	228	304
S	R	4	6	135	0.112	3.72	1138	1040	1070	1342	272	254
S	R	4	9	1192	0.149	3.44	1658	1173	1193	3183	1990	309
S	R	4	10	241	0.094	0.806	1404	1063	1078	1881	803	301
S	D	5	1	0	0.016	3.99	19	23	34	22	0	738
S	D	5	2	4	0.002	4.47	33	29	35	39	4	692
S	D	5	3	1	0.001	3.94	16	17	20	14	0	733
S	D	5	4	204	0.019	2.05	397	282	299	717	418	431
S	D	5	5	1	0.001	4.42	38	39	43	78	35	703
S	D	5	6	2	0.021	4.28	26	25	35	27	0	706
S	D	5	7	24	0.034	12.7	10	2	11	25	14	265
S	D	5	8	0	0.002	3.04	17	15	16	19	3	724
S	D	5	9	66	0.061	1.6	630	602	638	943	305	520
S	D	5	10	6	0.018	3.57	169	149	149	291	142	682
S	R	5	2	190	0.146	0.553	674	463	483	974	491	153
S	R	5	4	369	0.021	0.304	804	467	505	1330	825	160
S	R	5	5	192	0.163	0.686	721	474	495	1066	571	167
S	R	5	6	187	0.148	0.692	622	432	445	875	430	187
S	R	5	9	81	0.086	0.204	1325	988	1058	1601	543	324
S	R	5	10	94	0.046	0.199	2076	1593	1593	2406	813	339
A	D	6	1	3	0.044	0.583	77	167	177	184	7	824
A	D	6	2	36	0.223	0.684	762	881	924	1009	85	504
A	D	6	3	7	0.018	0.497	60	104	123	115	0	786
A	D	6	4	95	0.267	0.351	1896	1916	1919	2021	102	262
A	D	6	5	41	0.213	0.445	1685	1708	1747	1850	103	357
A	D	6	6	54	0.388	0.431	1137	1246	1287	1351	64	456
A	D	6	7	10	0.077	0.458	132	286	316	313	0	671
A	D	6	8	0	0.008	0.253	33	64	73	63	0	834
A	D	6	9	57	0.211	0.278	1073	1066	1105	1275	170	341
A	D	6	10	38	0.339	0.373	736	759	799	912	113	464
A	R	6	2	143	0.555	0.416	3012	2791	2818	3208	390	227
A	R	6	4	21	0.058	0.007	296	242	266	298	32	159
A	R	6	5	12	0.056	0.021	670	665	731	719	0	202
A	R	6	6	29	0.205	0.055	4287	4516	4574	4555	0	222
A	R	6	9	22	0.066	0	380	353	381	435	54	209
A	R	6	10	44	0.106	0	329	231	252	417	165	240
A	D	7	1	0	0.024	0.156	55	94	100	98	0	858
A	D	7	2	52	0.179	0.294	513	617	646	700	54	538
A	D	7	3	0	0	0.148	41	68	80	71	0	811
A	D	7	4	100	0.265	0.27	2246	2283	2283	2393	110	226
A	D	7	5	57	0.097	0.143	1642	1683	1732	1778	46	351
A	D	7	6	50	0.074	0.155	905	494	499	1106	607	440
A	D	7	7	11	0.026	0.166	81	162	176	197	21	682
A	D	7	8	2	0.001	0.096	19	30	40	32	0	879
A	D	7	9	78	0.208	0.235	1296	1239	1289	1454	165	303
A	R	7	2	25	0.311	0.146	2780	2624	2624	2795	171	251
A	R	7	4	46	0.157	0.126	744	724	765	806	41	132
A	R	7	5	34	0.14	0.062	4081	4053	4142	4061	0	221
A	R	7	6	33	0.151	0.094	2795	2790	2807	2757	0	213
A	R	7	9	113	0.391	0.098	1754	1641	1712	1895	183	208
A	D	8	1	2	0.029	3.09	23	27	32	32	0	775
A	D	8	2	195	0.028	7.19	141	79	88	355	267	501
A	D	8	3	0	0	5.4	18	19	23	20	0	704
A	D	8	4	308	0.389	5.49	322	126	155	748	593	311
A	D	8	5	120	0.035	6.44	97	71	85	245	160	530
A	D	8	6	51	0.013	6.46	42	49	60	104	44	596
A	D	8	7	8	0.021	6.08	27	23	29	29	0	654
A	D	8	8	0	0	3.46	14	15	20	13	0	765
A	D	8	9	110	0.031	4.06	45	40	49	229	180	704
A	D	8	10	112	0.028	5.61	65	57	57	250	193	655
A	R	8	2	448	0.05	0.185	464	262	284	873	589	178
A	R	8	4	276	0.02	0.408	478	263	281	814	533	116
A	R	8	5	248	0.034	0.216	246	166	193	500	307	212
A	R	8	6	200	0.031	0.057	199	161	183	441	258	235
A	R	8	9	41	0.123	0.069	251	166	168	381	213	403
A	R	8	10	567	0.058	0.98	380	80	96	1005	909	230

Annexe IV (suite) Résultats des dosages des échantillons d'eau provenant des parcelles à l'étude.

sol	ruissellement	site	campagne	MES (mg/l)	NH ₄ (ug/l)	NO ₃ (ug/l)	Pbio (ug/l)	Portho (ug/l)	Pdiss. (ug/l)	Ptotal (ug/l)	P part. (ug/l)	Conductivité (uS/cm)
A	D	9	1	5	0.035	0.654	31	26	28	35	7	755
A	D	9	2	118	0.034	4.95	195	130	140	298	158	520
A	D	9	3	0	0.01	1.79	28	27	34	30	0	729
A	D	9	4	360	0.027	0.305	357	187	216	756	540	138
A	D	9	5	61	0.022	5.13	124	111	111	221	110	565
A	D	9	6	28	0.009	4.83	71	78	85	118	33	615
A	D	9	7	4	0.01	3.27	34	38	38	39	1	692
A	D	9	8	0	0.007	1.58	16	16	18	19	1	742
A	D	9	9	99	0.029	4.04	112	78	86	259	173	598
A	D	9	10	72	0.034	4.36	82	74	75	180	105	638
A	R	9	2	338	0.044	0.42	418	272	292	744	452	195
A	R	9	4	368	0.014	8.39	531	285	298	966	668	305
A	R	9	5	267	0.034	0.286	310	174	195	569	374	243
A	R	9	6	235	0.031	0.224	247	148	162	476	314	256
A	R	9	10	153	0.015	0.14	216	169	181	456	275	407
A	D	10	1	3	0.012	10.4	23	24	39	37	0	742
A	D	10	2	255	0.016	15.4	198	40	50	318	268	495
A	D	10	3	52	0.005	12.3	69	27	40	89	49	650
A	D	10	4	468	0.026	9.2	419	97	119	808	689	228
A	D	10	5	250	0.04	12	223	51	57	413	356	404
A	D	10	6	225	0.032	12.1	162	54	71	347	276	438
A	D	10	7	56	0.002	13.5	34	32	41	96	55	602
A	D	10	8	0	0	9.78	15	14	23	34	11	782
A	D	10	9	359	0.023	8.74	194	24	32	551	519	703
A	D	10	10	776	0.047	9.94	403	21	31	1148	1117	546
A	R	10	2	511	0.12	5.17	416	85	106	825	719	171
A	R	10	4	396	0.062	0.548	468	123	148	692	544	79
A	R	10	5	430	0.107	2.43	378	95	124	844	720	129
A	R	10	6	464	0.096	2.16	389	94	128	747	619	128
A	R	10	9	800	0.043	0.018	477	54	84	1429	1345	151
A	R	10	10	1906	0.034	0.019	883	42	80	2970	2890	158