

Développement et validation d'indicateurs agroenvironnementaux associés aux pertes diffuses de phosphore dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets

*J. Deslandes¹, A. Michaud¹ et F. Bonn²

Résumé, *J. Deslandes¹, A. Michaud¹ et F. Bonn². **Développement et validation d'indicateurs agroenvironnementaux associés aux pertes diffuses de phosphore dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets. *Agrosol*. 13 (2) : 111-123.** La rivière aux Brochets draine un bassin-versant d'une superficie d'environ 630 km², dont 99 km² se situe au Vermont. Le bassin-versant est identifié comme principal contributeur de phosphore (P) à la baie Missisquoi en territoire québécois. La généralisation d'indicateurs de risques de pollution par le phosphore à l'échelle du bassin y a été supportée par le recours à la télédétection, l'intégration de banque de données à référence spatiale et le modèle hydrologique SWAT (Soil and water assesment tool). La représentation de la vulnérabilité du territoire aux pertes de phosphore a été produite à l'échelle de sous-bassins versants d'une superficie moyenne de 5 km² (500 ha). La validation des indicateurs agroenvironnementaux a été supportée par des campagnes ponctuelles d'échantillonnages auprès de 18 sous-bassins et sections de cours d'eau réalisées tardivement à l'automne et tôt au printemps, alors que l'ensemble du bassin était soumis à une longue et intense activité hydrologique. La vocation agricole du territoire, la position des sous-bassins dans le relief, l'indice de ruissellement, le bilan des apports en P et la richesse des sols ont été corrélés significativement avec les concentrations en P mesurées dans 18 tronçons et tributaires de la rivière aux Brochets en période de forte activité hydrologique. La combinaison des indices de saturation du sol en P et de vocation agricole du territoire ont contribué à expliquer 82% de la variabilité observée dans la concentration en P biodisponible dans le réseau hydrographique du bassin. L'étude démontre la pertinence et la faisabilité d'exprimer la vulnérabilité du territoire aux exportations de P en fonction des apports/enrichissement en P et de l'activité hydrologique du bassin-versant, sur la base de données généralement accessibles pour l'ensemble du territoire agricole québécois.

Mots clés : Indicateurs agroenvironnementaux, phosphore, pollution diffuse, télédétection, géomatique.

Abstract, *J. Deslandes¹, A. Michaud¹ and F. Bonn². **Development and validation of agri-environmental indicators of phosphorus non-point source pollution on the Pike River watershed, southern Quebec. *Agrosol*. 13 (2): 111-123.** The Pike River watershed covers 630 km² surface area of which 99 km² are located in Vermont. The watershed is the most important contributor of phosphorus (P) to Missisquoi Bay within Quebec territory. The development of agri-environmental indicators of non-point P pollution throughout the basin was supported by remote sensing, spatial integration of farm census and bio-physical data as well as SWAT (Soil and water assesment tool) hydrologic modeling software. The P index components were estimated on a subwatershed scale, averaging 5 km² in size. Indicators validation was supported by water quality records from 18 tributaries and sections of the Pike River, under intense and long-duration hydrological activity in late fall and early spring. Land use, topographic attributes, runoff indices, P terrestrial mass balance and soil P levels were significantly correlated with P concentrations measured under peak and elevated streamflow conditions. 82 % of spatial variability in bioavailable P within the hydrological network was explained by the P mass balance (at soil surface) and the extent of agricultural land use. The P sources and transport agri-environmental indicators provided valuable and complementary explanations of spatial distribution of stream P data.

Keywords: agri-environmental indicators, phosphorus, non-point source pollution, remote sensing, GIS.

Le présent projet a fait l'objet d'une aide financière du Fonds de l'initiative FCAR-IRDA.

1. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec), G1P 3W8, CANADA

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 528-7627, télécopieur : (418) 644-6855, courriel : julie.deslandes@irda.qc.ca

2. Centre d'applications et de recherches en télédétection (CARTEL), Université de Sherbrooke, 2500, boul. de l'Université, Sherbrooke (Québec), J1K 2R1, CANADA

Introduction

Le processus décisionnel en matière d'intervention agroenvironnementale ciblée sur le contrôle des sources diffuses de contamination requiert des indicateurs de gestion quantitatifs, pertinents compréhensibles par tous, qui permettent de décrire et d'établir des relations entre l'état de l'environnement aquatique, la pression exercée par les systèmes de production et la vulnérabilité des champs en culture. Alors que la pollution agricole de sources diffuses était reconnue dans les années '70 comme principale source d'eutrophisation des eaux de surface (PLUARG, 1980), le besoin d'appui stratégique aux initiatives de réduction des sources diffuses de P a amené les milieux de la recherche nord-américains à développer des outils de gestion adaptés au contexte décisionnel en agriculture. Le « P-index » (Lemunyon and Gilbert, 1993), ou l'indice de risques de pertes en phosphore (IRP), et les adaptations qui en ont découlé aux Etats-Unis (Gburek *et al.*, 2000), (NCRS-Iowa, 2001) et au Québec (Bolinder, 1998) est un outil

d'indexation des risques de pertes de phosphore à l'échelle de la parcelle. L'IRP s'appuie sur des concepts généralement admis dans la pratique agronomique et environnementale pour qualifier de façon relative la vulnérabilité des champs aux exportations de phosphore. Conceptuellement, la vulnérabilité relative d'un champ donné est exprimée par une combinaison de facteurs Sources et Transport. Les facteurs Sources décrivent les conditions qui favorisent l'accumulation de P potentiellement disponible à l'exportation, tels que la richesse du sol, le bilan des apports en P et les pratiques culturales et de fertilisation. Pour qu'il y ait exportation effective de P vers le milieu aquatique, il faut qu'il y ait une prise en charge et transport du P par l'écoulement des eaux de surface ou souterraine. Le modèle de l'IRP qualifie ainsi l'intensité des processus d'érosion et de ruissellement par l'équation universelle de pertes de sol (USLE; Wischmeier et Smith, 1978) et l'indice de ruissellement CN (Curve number; SCS, 1972; Monfet, 1979).

Le développement d'indicateurs agroenvironnementaux des risques de contamination diffuse à l'échelle de grands bassins-versants pose un important défi à l'égard de l'acquisition, la gestion et l'intégration spatiale des données. L'objectif du présent projet de recherche était de supporter la généralisation d'indicateurs de risque de pertes de phosphore à l'échelle du bassin-versant de la rivière aux Brochets, en faisant appel à des banques de données à référence spatiale existantes ou impliquant des coûts d'acquisition raisonnables. La représentation de la vulnérabilité du territoire aux pertes de phosphore s'inspire des bases conceptuelles du P-index (Lemunyon et Gilbert, 1993). Bien que produits à une échelle beaucoup plus grossière que celle du champ (soit, sur des unités hydrologiques d'environ 5 km²), les indicateurs demeurent ciblés sur la caractérisation des facteurs Sources (bilan d'apports et saturation du sol en P) et des facteurs de Transport du P (érosion et ruissellement). La méthode développée demeure relativement simple d'application et est transférable à l'ensemble du territoire agricole québécois.

Matériel et méthodes

Site d'étude

La rivière aux Brochets est identifiée comme l'un des principaux contributeurs de P à la baie Missisquoi (Hegman et al, 1999). Son bassin draine un territoire de 630 km², dont 99 km² se situent au Vermont (Figure 1). Celui-ci peut être divisé en deux parties d'égale superficie (Figure 2). La tête du bassin, s'étendant de la frontière canado-américaine jusqu'à Bedford, est localisée dans le piedmont appalachien où domine la forêt (occupant 53 % de sa superficie), les vergers ainsi que la production fourragère. Cette partie du bassin se prête peu à l'agriculture intensive en raison de la nature des sols et du relief. Au total, 13 265 ha sont réservées à des fins agricoles, ce qui

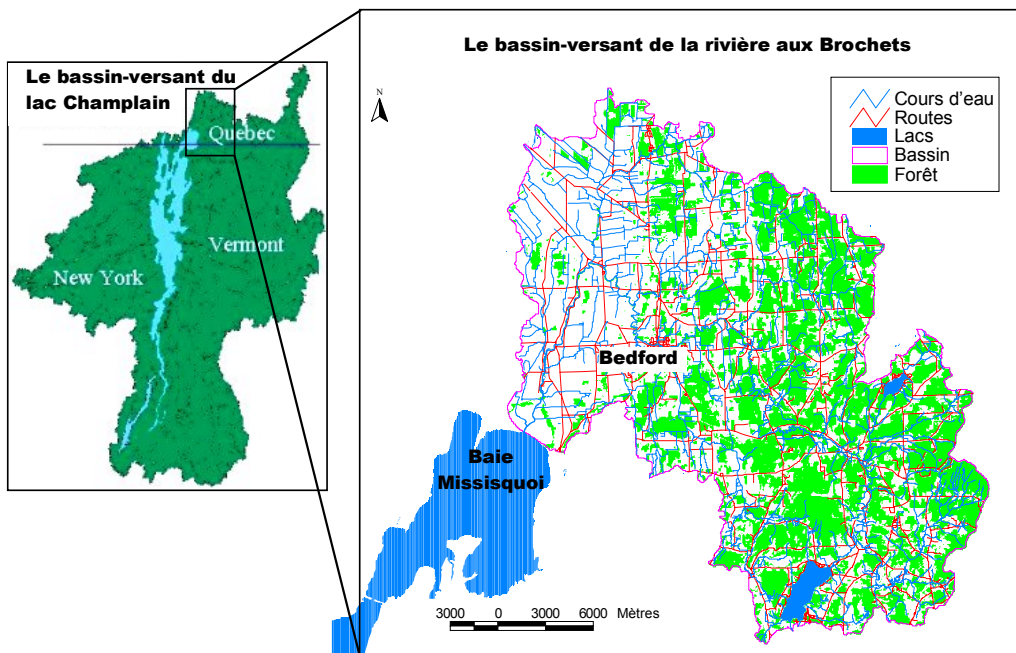


Figure 1. La localisation du bassin-versant de la rivière aux Brochets.

représente 35 % de la superficie totale de cette partie du bassin. Au niveau des types de production, le porc et le lait se partagent équitablement de 75 % des unités animales totales qui s'élèvent à 5877 unités pour cette portion du bassin, avec une densité de 0.44 UA/ha (Figure 2). Les élévations y varient de 20 à 710 m, avec des pentes allant jusqu'à 38 degrés, et la série de sol dominante est celle de Sainte-Rosalie (variant du loam argileux à l'argile limoneuse).

La région en aval du bassin, qui s'étend de Bedford à l'embouchure de la rivière, abrite la majorité des activités agricoles qui couvrent 75 % de sa superficie (soit 18 640 ha). Sur ces terres cultivées, la moitié sont occupées par des cultures à grand interligne, constituées majoritairement par le maïs. Les prairies et pâturages y occupent 30 % des superficies agricoles et les céréales, 20 %. La portion aval du bassin-versant de la rivière aux Brochet abrite aussi le cœur industriel et la majorité de la population de la région. Celle-ci se maintient à environ 9000 habitants depuis 1979 (Caumartin et Vincent, 1994). La topographie de cette partie du bassin oscille entre 20 et 130 m avec des pentes faibles (moyenne de 0,6 degré) et les séries de sols dominantes sont celles de Milton (loam sableux) et de Sheford (loam schisteux). Les principales productions animales sont les mêmes que celles de la partie aval du bassin mais y sont plus concentrées : 18 828 unités animales; densité de 1.01 UA/ha (Figure 2).

Les normales climatiques de 1961 à 1990 de la station de Philipsburg, située à 10 km au sud-ouest de Bedford, indiquent des précipitations annuelles de 1058 mm. Les unités thermiques maïs (UTM) oscillent entre 2500 et 3100 (Bootsma et al, 1999) sur le bassin de la rivière aux Brochets, ce qui correspond à la disponibilité de chaleur pendant la saison de croissance des cultures la plus élevée au Québec.

Modélisation des facteurs de Transport du phosphore

Le modèle Soil and Water Assessment Tool (SWAT : Arnold *et al.*, 1993) a été

Parties du bassin	Productions animales				Sup. agricole (ha)	Unité animales totales	Densité animale (UA/ha)
	Lait	Boucherie	Porc	Volaille			
Amont de Bedford	2136	1005	2239	497	13265	5877	0.44
Aval de Bedford	6673	1029	6658	4468	18640	18828	1.01

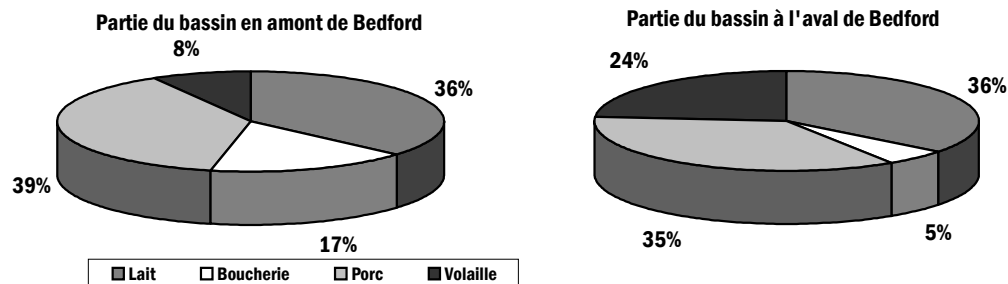


Figure 2. Répartition des types de productions animales dans les deux portions distinctes du bassin. (Source : MAPAQ, 1997)

retenu pour modéliser les facteurs de Transport du phosphore dans le bassin en raison des critères suivants:

- la capacité du modèle à gérer un grand bassin-versant, hétérogène au plan de ses paysages, de l'utilisation du sol, de la pédologie et du relief ;
- l'aptitude du modèle à fonctionner en absence de données hydrométriques ;
- la capacité du modèle à évaluer l'érosion et le ruissellement sur une base annuelle et adapté aux conditions hivernales ;
- la facilité d'utilisation et la rapidité d'exécution du modèle.

SWAT est un modèle distribué, qui fonctionne sur une base continue avec un pas de temps journalier. Il a été développé sur les bases conceptuelles du Soil and Water Integrated Model (SWRRB ; Arnold *et al.*, 1990), afin de prédire l'effet de pratiques de gestion alternatives sur la production de sédiments et d'éléments nutritifs avec une précision raisonnable sur des bassins ruraux non jaugés. Ce modèle est largement utilisé aux États-Unis. En Indiana, il a été utilisé avec succès pour modéliser les déplacements de pesticides dans un bassin agricole de 250 km² (Neitsch *et al.*, 2002); au Michigan et au

Minnesota, il est actuellement utilisé pour développer des indicateurs écologiques dans les rivières de deux grands bassins agricoles (Richards et al, 2002). Dans le cadre du projet Hydrologic Unit Model for the United States (HUMUS), SWAT est utilisé pour modéliser l'activité hydrologique des 18 principaux bassins-versants des États-Unis (Srinivasan et al, 2000). Le modèle SWAT a été validé dans plusieurs états américains (National Ocean Service, 2002; Santhi, 2001; Neitsch *et al.*, 2002; Srinivasan et al., 1997).

Pour modéliser les mouvements d'eau, de sédiments et d'éléments nutritifs dans le bassin-versant, SWAT requiert la superposition spatiale de plusieurs couches d'information, incluant les propriétés des sols, la topographie, l'utilisation du sol, les pratiques culturales, de même que les conditions météorologiques qui prévalent dans le bassin-versant.

L'environnement biophysique du bassin a été caractérisé par l'intégration spatiale de données pertinentes au relief, à la pédologie et à l'utilisation du sol. Un modèle numérique d'altitude (MNA) a d'abord été réalisé (Figure 3a) sur la base de données du réseau géodésique, de la Base Nationale de Données Topographique (au 1 : 20,000 et 1 : 50,000), des plans d'aménagements de cours

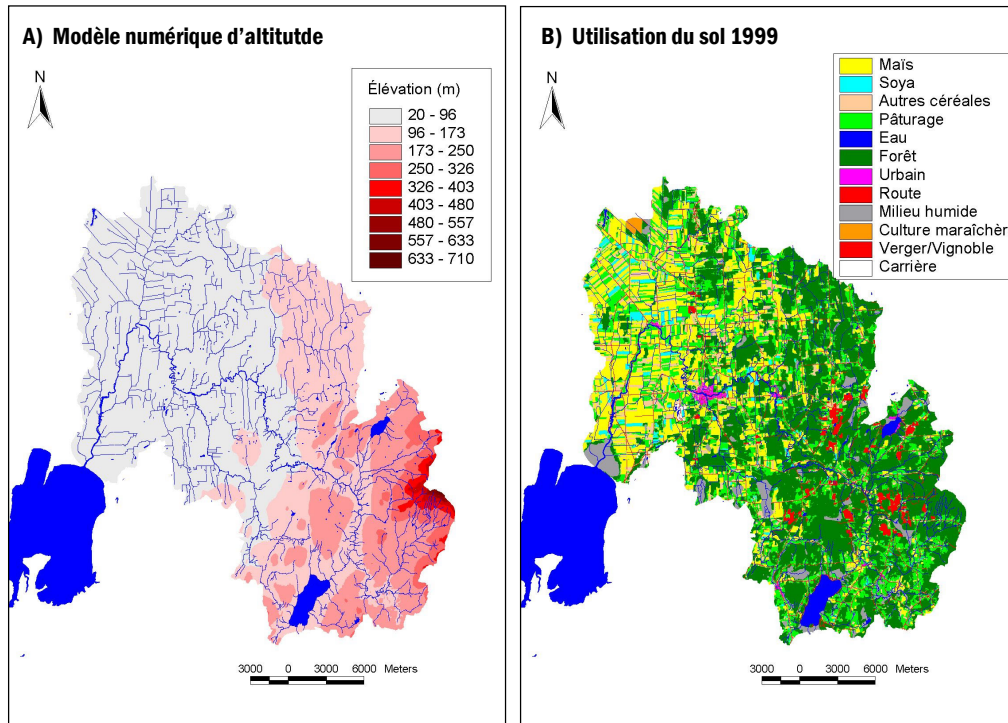


Figure 3. Modèle numérique d'altitude (a) et utilisation du sol du bassin-versant de la rivière aux Brochets (b).

d'eau réalisés par le MAPAQ, ainsi que du National Elevation Database (NED) du United States Geological Survey (USGS). Une méthode de krigeage sphérique a été supportée par le logiciel Arcview afin de générer un MNA d'une précision évaluée à 1.3 m. La cartographie de l'utilisation sol pour l'année 1999 (Figure 3b) a été supportée par l'acquisition et la classification d'une image satellitaire Landsat 7 ETM+. La pédologie en format numérique a été acquise de l'IRDA au 1 : 63,300 pour le comté de Rouville (Grenon, 1999) et ceux de Shefford, Brome et Missisquoi (Cann, Lajoie et Stobbe, 1948). Les données pertinentes aux propriétés physico-chimiques du sol, notamment la granulométrie, la conductivité, la densité apparente, le pourcentage de matière organique et les fragments rocheux ont donc été extraits de l'inventaire des problèmes de dégradation des sols du Québec (MAPAQ, 1990). Les données relatives au contenu en eau ont été extraites du National Soil Survey Handbook (USDA, 2001). Les indices d'érodabilité des sols sont tirés de Bernard (1996) ou évalués à l'aide du

nomographe de Wischmeier (Wischmeier, 1971) et sont converties en système anglais (Foster et al 1981). Pour la partie américaine, les données pédologiques disponibles au 1 : 20,000 ont été acquises du State Soil Geographic data base (STATSGO) et intégrées aux données québécoises dans le SIG.

L'intégration spatiale des classes de pente, des unités pédologiques, de l'utilisation du sol et du chevelu hydrographique a permis la segmentation du bassin en unités de réponse hydrologique (HRU), pour lesquelles SWAT a produit des estimations de pertes de sol (MUSLE) et de ruissellement (SCS-CN). Ces estimations des composantes Transport de l'IRP ont par la suite été agrégées à l'échelle du sous-bassin, afin de permettre la superposition des composantes sources de l'IRP.

Saturation du sol en phosphore

Au Québec, le pourcentage de saturation du sol en P exprimé par le ratio P/Al extractible au Mehlich-III a été validé comme indicateur agroenvironnemental de l'enrichissement des sols en P (MENV, 1999; Giroux et Tran 1996 ; Pote et al, 1996). Deux banques de données de dosages de sols ont été utilisées pour représenter la variabilité spatiale de la saturation des sols en P dans le bassin-versant, soient les analyses de sols du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec disponibles pour la période 1995-1996 et celles en provenance de la compagnie privée Agridirect pour la période 1998-2000. Au total, 1328 données de saturation du sol en P (P/Al Mehlich-III), géoréférencées à l'échelle de la municipalité, à l'aide des fiches de demande d'analyse, ont été utilisées. Une analyse de variance a permis de vérifier l'égalité des moyennes ($p < 0.05$) des données de saturation du sol en P entre les deux séries d'échantillons (1995-1996 et 1998-2000), de même que des différences significatives entre les moyennes de saturation des sols à l'échelle de la municipalité (Deslandes et al, 2002). Compte tenu des écart types élevés (Tableau 1), les valeurs médianes ont été retenues comme indicateur de la saturation des sols à l'échelle de la municipalité. Ensuite, le calcul d'un indicateur de la saturation du sol associé à un sous-bassin sera effectué en pondérant les valeurs médianes des différentes municipalités touchant aux sous-bassins en fonction de leurs superficies en culture.

Bilan du phosphore à la surface du sol

Le bilan du phosphore à la surface du sol est défini comme la différence entre l'apport de P aux sols sous la forme d'engrais de ferme, d'engrais minéraux ou autres intrants et l'exportation de P par les cultures (OCDE, 1997). Le traitement des fiches d'enregistrement géoréférencées des exploitations agri-

Tableau 1. Valeurs médianes, moyennes et écart types de la saturation du sol en P (P/Al Mehlich-3) évalués pour les municipalités incluses dans le bassin de la rivière aux Brochets.

Municipalité	Saturation des sols en P %			
	N1	Médiane	Moyenne	ET ²
Bedford/ Canton de Bedford	83	8,8	11,9	21,0
Dunham	212	4,2	6,3	6,2
Frelighsburg	57	4,0	6,0	5,4
Paroisse de Notre-Dame-de-Stanbridge	88	7,4	10,5	9,0
Rainville	68	14,2	14,5	8,1
Saint-Alexandre	214	9,0	10,2	6,2
Saint-Amrand	134	6,2	7,0	5,7
Sainte-Brigide-d'Iberville	86	7,0	8,7	6,3
Sainte-Ignace-de-Stanbridge	131	11,8	14,1	10,8
Sainte-Sabine	55	6,8	8,3	6,2
Saint-Pierre-de-Véronne-à-Pike-River	103	7,3	8,5	5,6
Saint-Sébastien	45	9,5	10,6	6,7
Stanbridge East	27	7,7	8,3	5,6
Stanbridge Station	25	6,7	7,8	7,5

¹ Nombre d'échantillons; ² Écart type

coles du bassin-versant (MAPAQ, 1997) permet de comptabiliser des bilans d'apports sur la base des déclarations des dépenses annuelles en engrais minéraux, des cheptels et des superficies en cultures (Michaud et Beaudet, 1998). Dans le SIG, le prélèvement des plantes ainsi que les apports minéraux et organiques sont localisés ponctuellement à l'aide de la position centrale (centroïdes) des exploitations agricoles provenant de la fiche d'enregistrement. Afin de préserver le caractère confidentiel de ces informations, la spatialisation des données s'est appuyée sur l'agrégation d'au moins 4 centroïdes de ferme. L'intégration de ces informations à l'échelle des sous-bassins a été réalisée en 3 étapes.

Spatialisation des prélèvements des plantes (kg) : sur la base de l'information liée à chacun des centroïdes de ferme, une zone d'influence (tampon circulaire) correspondant à la superficie en culture, a été générée. Puis une intersection entre ces zones d'influence et les limites des sous-bassins a été réalisée. Les prélèvements (kg) ont été redistribués dans les sous-bassins sur la base de cette superposition spatiale.

Spatialisation des apports de phosphore (kg) : une zone d'influence est d'abord créée pour chacun des centroïdes correspondant à :

$$\text{Zone d'influence} = \frac{A}{B}$$

A = Apports minéral et organique de l'exploitation agricole (kg)

B = Bilan d'apport pondéré par la superficie agricole calculé sur l'ensemble du bassin (kg/ha)

Le rayon maximum de la zone d'influence a été fixé à 5 km, de façon à refléter les pratiques courantes de gestion des surplus d'engrais de ferme en Montérégie. De façon à prendre en compte les exportations de fumier ou lisier de diverses unités de production appartenant à une même entreprise, la spatialisation des apports de phosphore a été réalisée en partageant en parts égales les apports (kg) au sein des centroïdes principaux et secondaires d'une même exploitation agricole. À l'intérieur des limites du bassin-versant à l'étude, la distance moyenne entre les centroïdes principaux et secondaires des exploitations agricoles a été estimé à 2 km. Dans la majorité des cas, les centroïdes principaux et secondaires occupaient ainsi le même sous-bassin. Enfin, les apports de phosphore ont été redistribués en fonction de la superficie

des intersections entre les zones d'influence et les limites des divers sous-bassins.

Calcul du bilan d'apport des sous-bassins : ainsi, pour chacun des sous-bassins, le bilan d'apport est calculé de la façon suivante :

$$\text{Bilan d'apport} = \frac{A - B}{C}$$

A = Apports minéral et organique du sous-bassin (kg)

B = Prélèvements du sous-bassin (kg)

C = Superficie agricole du sous-bassin (ha)

Qualité de l'eau et validation des indicateurs agroenvironnementaux

La validation des indicateurs développés s'est appuyée sur la mise en relation de mesures de qualité d'eau de 18 tronçons et tributaires de la rivière aux Brochets avec les indicateurs agroenvironnementaux estimés à l'échelle des sous-bassins-versants contributeurs. Le patron d'échantillonnage s'inspire de celui appliqué par Caumartin et Vincent (1994). Il a été complété par l'ajout de quelques stations en territoire américain (Figure 4). La validation a été supportée par 10 campagnes d'échantillonnage réalisées en période de crue automnale et printanière (Figure 5). Malgré l'absence de mesures hydrométriques lors des campagnes d'échantillonnage, il est estimé que la caractérisation des concentrations en P lors de ces épisodes hydrologiques prolongés et de forte intensité traduit de façon instantanée les contributions relatives en P provenant des différents sous-bassins d'échantillonnage. Michaud *et al.* (2002) a associé 75 % des exportations annuelles de P total à ce type d'événements hydrologiques, à l'échelle d'un sous-bassin de la rivière aux Brochets. La relation de proportionnalité décrite entre la concentration en P total et le débit du ruisseau en période de flux élevé suggère que la variabilité spatiale observée dans les concentrations traduit aussi le patron spatial des charges de P exportées.

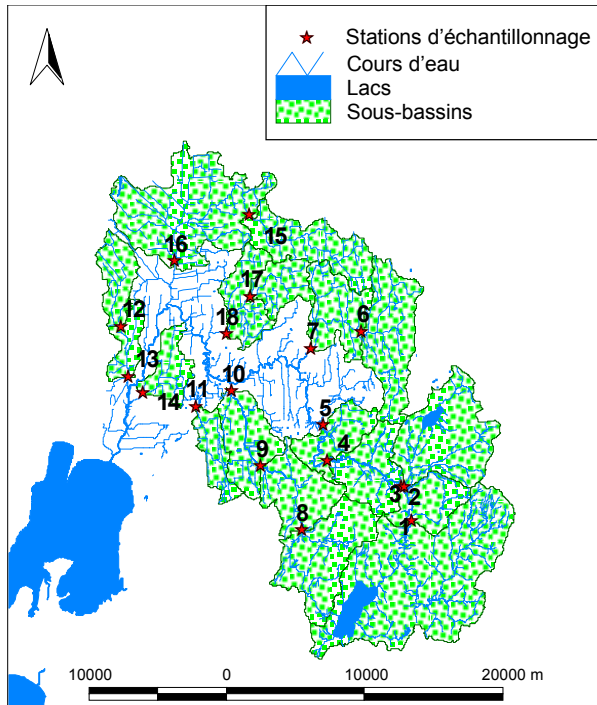


Figure 4. Localisation des stations d'échantillonnage et des sous-bassins associés.

Analyses des échantillons d'eau

Les échantillons d'eau ont été conservés à une température de 4 degrés celsius jusqu'à ce qu'ils soient analysés en laboratoire. Les matières en suspensions ont été quantifiées par filtration (< 0.45 um). Le pH des échantillons a été mesuré avec un pH mètre Fisher

Accumet, modèle 950. Les concentrations de P réactif soluble (RS), biodisponible et total ont été déterminées par colorimétrie automatique avec la formation d'un complexe jaune de phosphomolybdate qui est réduit par l'acide ascorbique (Murphy and Riley, 1962), après avoir respectivement subi une filtration (< 0.45 um), une extraction à 0.1 N NaOH (Sharpley *et al.*, 1991) et une minéralisation au persulfate.

Analyses statistiques

L'analyse statistique a été supportée par le logiciel SAS (2000). Les données de qualité de l'eau ont été transformées sur une base logarithmique, de façon à assurer la normalité de leur distribution préalablement aux tests statistiques. Des corrélations linéaires ont été effectuées entre les logarithmes des concentrations médianes de P mesurées dans le réseau hydrographique et les indicateurs (Sources et Transport) évalués sur les sous-bassins de validation. Une analyse de covariance avec la procédure PROC MIXED (Littell and al, 1996) du logiciel SAS a été réalisée avec un plan de blocs aléatoires complet en considérant la campagne comme un effet aléatoire et la station, un effet fixe. Les hypothèses de normalité, d'homogénéité des résidus et d'indépendance des observations ont été assurées par le plan d'expérience. Les moyennes ajustées au modèle des

concentrations en phosphore (total, biodisponible et réactif soluble) ont été utilisées comme variables dépendantes, afin d'établir des régression linéaires avec les indicateurs agroenvironnementaux et les caractéristiques des bassins échantillonnés.

Résultats et discussion

Indicateurs terrestres : Facteurs Transport

Les résultats des simulations de pertes de sol indiquent que l'érosion est généralement faible sur l'ensemble du territoire (Figure 6a). La majorité des sous-bassins (95 %) présentent des taux de pertes de sol inférieurs au niveau de tolérance agronomique admis au Québec (6 T/ha*an). SWAT semble bien discriminer l'érodabilité relative des UHRH en fonction des caractéristiques topographiques et d'utilisation du sol.

En ce qui a trait au ruissellement, la modélisation hydrologique réalisée dans SWAT estime le ruissellement moyen sur l'ensemble du bassin à 229 mm (Figure 6b). Malgré le fait que le modèle SWAT a été développé afin de modéliser sur des bassins non jaugés avec une précision acceptable, les estimations doivent être considérées à titre indicatif, dans la mesure où le modèle n'a pas été calibré au plan hydrométrique. Le recours au modèle cible ici la représentation de la vulnérabilité relative des différents sous-bassins aux processus d'érosion et de ruissellement. Les relevés hydrologiques du Canada estiment que le ruissellement de la région à l'étude varie entre 200 et 600 mm par an (Environnement Canada, 2002). Une estimation relativement faible du ruissellement annuel moyen est cohérente avec les faibles précipitations reçues au cours de l'année de modélisation hydrologique (824 mm), qui demeure en deçà de la normale climatique sur 40 ans fixée à 1057.8 mm par Environnement Canada.

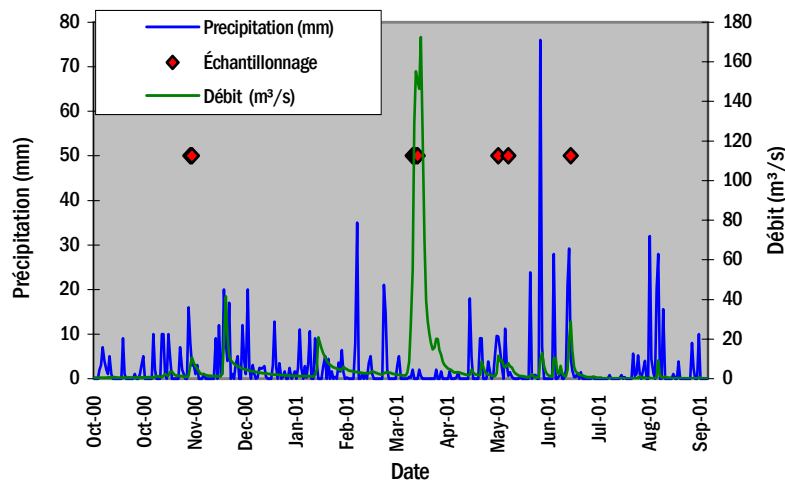


Figure 5. Périodes d'échantillonnage en 2001-2002 des tronçons et tributaires de la rivière aux Brochets.

**Indicateurs terrestres :
Facteurs Sources**

Le tableau 2, présente le bilan d'apport global évalué sur l'ensemble des terres agricoles du bassin-versant de la rivière aux Brochets. Environ, 65 % des apports proviennent de l'épandage d'engrais de ferme et correspondent pratiquement, sur une base massive, aux exportations théoriques des cultures. Le bilan d'apport est estimé à 19 kg de P₂O₅ par hectare pour l'ensemble des superficies en culture du bassin-versant, ce qui équivaut au bilan moyen pour l'ensemble des terres agricoles au Québec, chiffré à 18 kg de P₂O₅/ha (Beaudet, 2002). La pression agro-environnementale des apports de P demeure donc modéré (figure 7a), en comparaison, aux bilans d'apports fortement excédentaires estimés dans les bassins-versants de la rivière Yamaska et de la Chaudière, qui s'élèvent respectivement à 43 et à 42 kg de P₂O₅/ha-an (Beaudet, 2002). Globalement, une moyenne de 53 kg de P₂O₅/ha est appliquée annuellement sur les terres agricoles dans le bassin à l'étude, alors qu'il est démontré que la dose de P nécessaire pour maintenir la teneur en P des sols varie entre 38 kg à plus de 75 kg P₂O₅ /ha selon la richesse des sols dans des conditions de rotation maïs/soya (Webb *et al.*, 1992). Giroux (2002) démontre que sur une rotation maïs-maïs-soya-blé-maïs, une dose annuelle de 60 kg P₂O₅ /ha est nécessaire au maintien de la richesse du sol. Dans le bassin, la municipalité de Saint-Ignace-de-Stanbridge présente l'apport en P le plus élevé (101 kg P₂O₅/ha) et on y retrouve aussi le taux médian de saturation des sols le plus élevé (14.1 %). Selon les données de la fiche d'enregistrement, en 1999 le bilan d'apport moyen y était évalué à 40 kg P₂O₅/ha.

La figure 7b illustre la distribution spatiale de l'indice de saturation (P/Al Mehlich-3) telle qu'estimée à l'échelle du sous-bassin pour l'ensemble du territoire de la rivière aux Brochets et met en relief un patron spatial bien démarqué dans l'enrichissement des

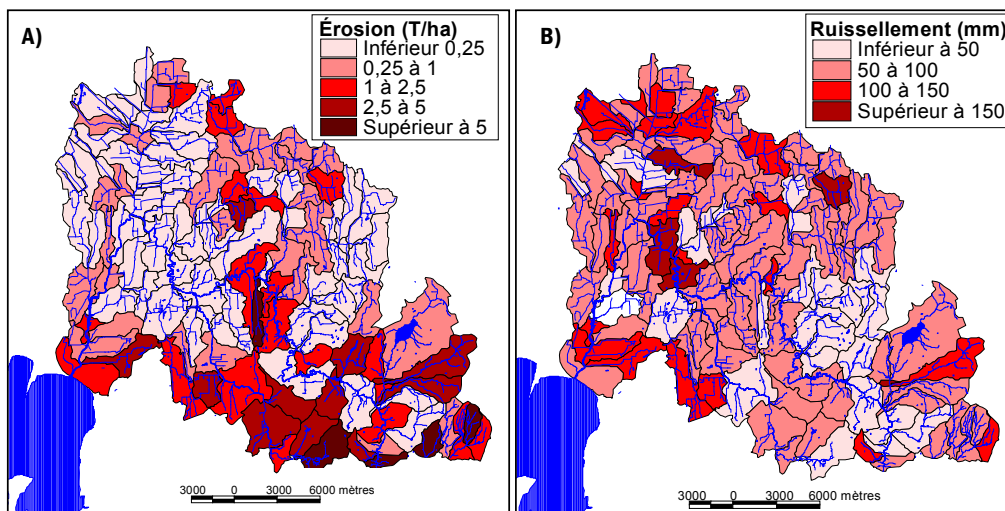


Figure 6. Cartographie des indicateurs de transport du P: Érosion (a) et Ruissellement (b).

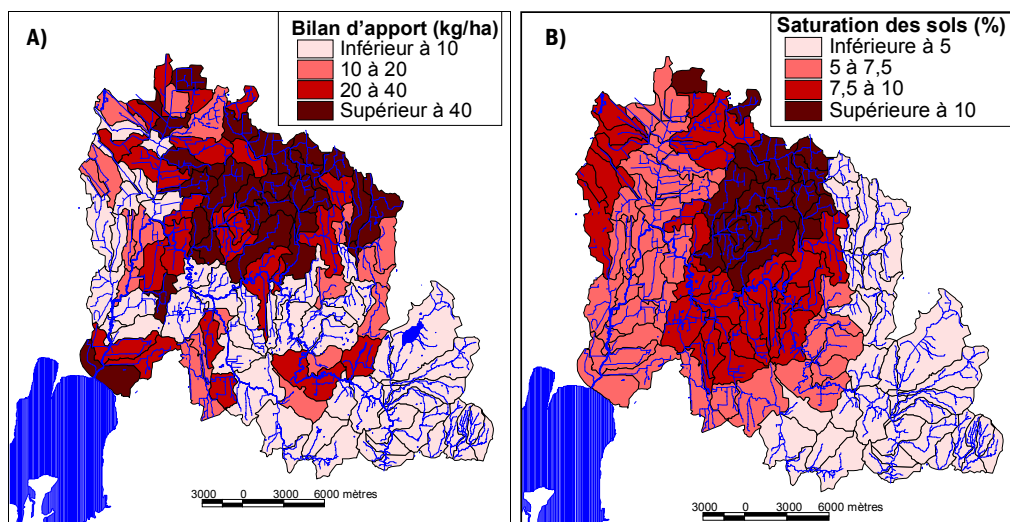


Figure 7. Cartographie des indicateurs de sources de P: Saturation du sol en P (a) et bilan d'apport en P (b).

sols. Globalement, environ 33 % des analyses de sols prélevées au sein des municipalités comprises dans le bassin de la rivière aux Brochets présentent des taux de saturation supérieurs au seuil de vulnérabilité de 10 % (P /Al Mehlich-III), desquelles 8 % sont caractérisées par un niveau très excessif de saturation en P

(>20 %). La majorité des sols échantillonnés (67 %) présentent des richesses en P en-deçà du seuil environnemental de 10 % : 30 % des analyses affichent un faible niveau de saturation des sols (Indice de saturation <5 %) et 37 % un taux moyen (Indice compris entre 5 et 10 %).

Tableau 2. Bilans d'apports de phosphore à la surface du sol pour l'ensemble de la superficie agricole du bassin-versant.

Apports de P ₂ O ₅ (Tonnes)			Prélèvements P ₂ O ₅ (tonnes)	Bilan d'apport de P ₂ O ₅ (tonnes)	Bilan d'apport (kg P ₂ O ₅ / ha)
Minéral	Organique	Total			
533	996	1529	976	553	19

Tableau 3. Estimation des paramètres de covariance (a), tests des effets fixes (b), et moyennes ajustées au modèle d'analyse de variance des concentrations de phosphore total, biodisponible et réactif soluble (c).

(A) Estimation des paramètres de covariance

	Variance sur les blocs (campagne) σ^2	Variance associée à l'erreur résiduelle σ^2
P total	0.07472	0.03443
P Biodisponible	0.07168	0.02968
P Réactif soluble	0.07352	0.03616

(B) Test des effets fixes (Station)

	Num DF	Den DF	Valeur F	Pr>F
P total	15	134	8.44	<0.0001
P Biodisponible	15	134	12.13	<0.0001
P Réactif soluble	15	134	19.27	<0.0001

(C) Moyennes ajustées au modèle

P Biodisponible (erreur standard= 0.1007)			P Réactif soluble (erreur standard= 0.1047)			P Total (erreur standard= 0.1045)		
Stations	Log de la Moyenne ajustée	ug/L	Stations	Log de la Moyenne ajustée	ug/L	Stations	Log de la Moyenne ajustée	ug/L
2	1.5354	34	2	1.1967	16	2	1.7624	58
5	1.5545	36	5	1.3451	22	5	1.9014	80
4	1.5777	38	4	1.3618	23	6	1.91	81
6	1.6345	43	3	1.3852	24	4	1.9155	82
3	1.6731	47	9	1.5041	32	3	2.0274	107
7	1.708	51	6	1.5072	32	15	2.0585	114
9	1.7156	52	7	1.5245	33	7	2.0824	121
10	1.7389	55	10	1.5754	38	11	2.0967	125
11	1.8323	68	15	1.7463	56	18	2.1513	142
15	1.8382	69	11	1.7673	59	14	2.1868	154
18	1.944	88	18	1.8733	75	12	2.1892	155
14	1.9956	99	17	1.906	81	10	2.1952	157
17	2	100	13	1.9352	86	9	2.2102	162
13	2.0003	100	12	1.9455	88	17	2.218	165
12	2.0045	101	14	1.9716	94	13	2.2647	184
16	2.1386	138	16	2.0001	100	16	2.453	284

Indicateurs de qualité de l'eau

La figure 8 illustre les variabilités spatiale et temporelle des concentrations en P total telles qu'observées aux 18 stations d'échantillonnage lors des 10 campagnes d'échantillonnage de l'automne et du printemps 2001. Globalement les concentrations, comprises entre 30 et 730 ug/l-1, démontrent la variabilité

particulièrement élevée associée aux conditions contrastantes d'utilisation du sol et à l'intensité de l'activité hydrologique dans le bassin. La variabilité temporelle des concentrations en P total reflète essentiellement l'intensité de l'activité hydrologique lors des campagnes d'échantillonnage. L'analyse statistique des données de concentration de P établit des patrons spatiaux contrastés de la qualité de l'eau

(Tableau 3). Le clivage des données de concentration en P total est particulièrement marqué entre le groupes des stations 1 à 6, associées à des bassins plutôt forestiers dans la partie amont du bassin, et les stations 7 à 18, drainant des sous-bassins où l'agriculture est l'utilisation du sol dominante.

Relations entre les indicateurs terrestres et la qualité de l'eau

Les corrélations linéaires estimées entre les concentrations médianes de P et les indicateurs Sources et Transport des sous-bassins d'échantillonnage sont rapportées au tableau 4. Globalement, la position relative des sous-bassins d'échantillonnage dans le relief (élévation) et l'utilisation du sol démontrent le meilleur pouvoir explicatif de la variabilité des concentrations en P dans le bassin à l'étude. Une corrélation élevée entre ces variables explicatives ($r = -0.70$, $p < 0.001$) ne permet cependant pas de discriminer leurs effets respectifs sur la qualité de l'eau. Le pouvoir explicatif élevé de l'utilisation agricole du sol reflète les conclusions de Gangbazo (2002) qui a attribué 52 % de la variabilité des concentrations en P total des rivières du Québec au pourcentage du territoire en culture. La superposition spatiale des patrons topographiques et de l'utilisation du sol dans le bassin expriment essentiellement le potentiel agricole des sols. La portion ouest, située en aval du bassin, est caractérisée par des systèmes culturaux plus intensifs, alors que le caractère marginal des terres en amont du bassin en restreint l'activité agricole. Le ruissellement de surface (CN-SCS) demeure aussi étroitement lié au gradient spatial dans l'utilisation du sol ($r = 0.74$, $p < 0.001$). La perméabilité plus faible des sols situés dans la portion aval et plane du bassin-versant, de même qu'une prédominance des cultures annuelles, contribuent pour une large part à expliquer cette corrélation. En traduisant à la fois l'intensité des systèmes culturaux et la perméabilité des sols, l'indice de ruissellement apparaît

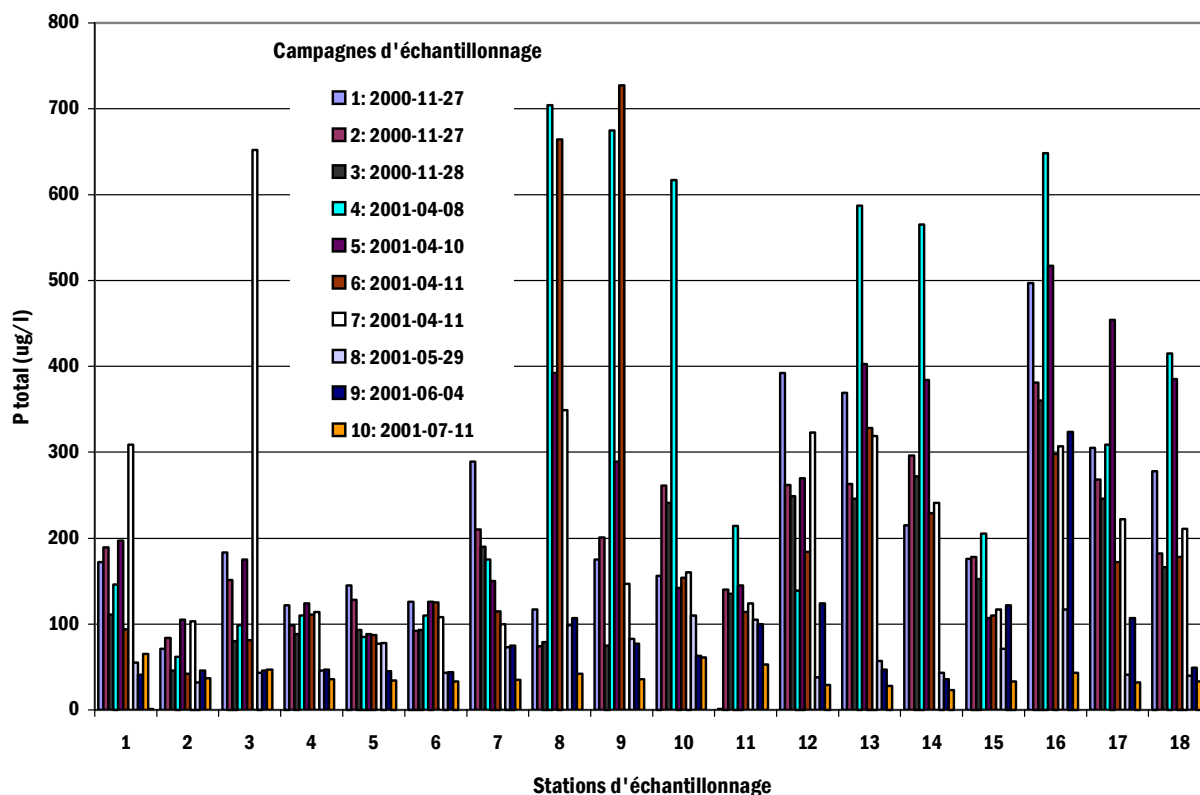


Figure 8. Concentrations en P total aux 18 stations d'échantillonnages lors des 10 campagnes de caractérisation spatiale de la qualité de l'eau du bassin-versant de la rivière aux Brochets.

particulièrement révélateur du patron spatial des fractions réactives de P. Les corrélations entre l'indice CN de ruissellement et les fractions biodisponible et soluble de P dans l'eau de surface atteignent respectivement 66 % ($p < 0.001$) et 69 % ($p < 0.005$).

La distribution spatiale des pertes théoriques de sol estimées selon la méthode MUSLE exprime l'importante érodabilité de la portion amont du bassin. Cette vulnérabilité à l'érosion tient en grande partie à la plus forte inclinaison des pentes dans le secteur amont du bassin, comme le démontre la forte corrélation linéaire entre les deux variables ($r = 0.79$, $p < 0.001$). Les estimations élevées de pertes de sol à l'échelle des sous-bassins y seraient tributaires de superficies relativement restreintes en cultures annuelles, mais fortement vulnérables en raison de l'érosivité du relief. Il s'agit donc d'une autocorrélation inverse entre la pente et la saturation en P des sols qui vient affecter les résultats. Les sols les plus

riches sont les plus plats et inversement, les sols pauvres sont en pente. L'indice de vulnérabilité à l'érosion ne contribue donc pas à expliquer la variation spatiale des concentrations de P mesurés dans le réseau hydrographique. Une opposition semblable des indicateurs de ruissellement et d'érosion a été soulevée dans l'étude du sous-bassin du ruisseau aux Castors, tributaire de la portion aval de la rivière aux Brochets (Michaud et al, 2002). Un pouvoir explicatif plus important de l'indice de ruissellement serait ainsi attribué dans le bassin de la rivière aux Brochets, au fait que la répartition surface/souterraine de l'écoulement aurait plus d'influence sur l'exportation de P que l'érosivité du relief. Cependant, contrairement au bassin du ruisseau aux Castors, les gradients dans l'enrichissement des sols dans la section du bassin à vocation agricole favorisent significativement les sous-bassins aux indices de pentes les moins élevées (Tableau 4), contribuant à la corrélation aberrante entre l'indice pertes de sol et l'exportation de P à

l'échelle du bassin-versant de la rivière aux Brochets.

Considérant les facteurs Sources de risques d'exportation du P dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets, les distributions spatiales des bilans d'apports et des indices de saturation des sols, significativement corrélées ($r = 0.57$, $p < 0.005$), témoignent des dynamiques d'enrichissement qui opposent les sous-bassins à l'amont et à l'aval de Bedford. Ces indices Sources témoignent du même gradient spatial qui caractérise l'intensité des systèmes de culture dans le bassin de la rivière aux Brochets, lui-même tributaire du potentiel agricole des sols. La dynamique d'enrichissement des sols en P du bassin est ainsi partiellement expliquée par les caractéristiques topographiques du bassin-versant, alors que la saturation des sols en P est inversement corrélée avec les pentes moyennes ($r = -0.70$, $p < 0.001$) et l'élévation moyenne des sous-bassins ($r = -0.67$, $p < 0.001$). En combinant les indicateurs Source aux

Tableau 4. Matrice de corrélation linéaire entre le logarithme des concentrations de P mesurées dans le réseau hydrographique et les indicateurs agroenvironnementaux estimés pour les sous-bassins correspondants.

	Transformation log des concentrations de P dans l'eau			Facteurs de transport		Facteurs source		Autres caractéristiques		
	RS	Bio	Total	Ruiss.	Érosion	Sat. des sols	Bilan de P	% Agri.	Élévation	Pente
RS		0,99 ***	0,88 ***	0,69 **	-0,55 **	0,65 ***	0,61 **	0,87 ***	-0,81 ***	-0,70 ***
Bio	0,99 ***		0,89 ***	0,66 ***	-0,57 **	0,63 ***	0,55 **	0,86 ***	-0,77 ***	-0,67 ***
Total	0,88 ***	0,89 ***		0,56 **	-0,48 *	0,72 ***	0,44 *	0,78 ***	-0,85 ***	-0,69 ***
Ruiss.	0,69 **	0,66 ***	0,56 **		NS	NS	NS	0,74 ***	NS	NS
Érosion	-0,55 **	-0,57 **	-0,48 *	NS		-0,49 *	NS	-0,46 *	0,55 **	0,79 ***
Sat. des sols	0,65 ***	0,63 ***	0,72 ***	NS	-0,49 *		0,59 ***	0,53 **	-0,67 **	-0,70 ***
Bilan de P	0,61 **	0,55 **	0,44 *	NS	NS	0,57 **		NS	NS	-0,46 *
% Agri.	0,87 ***	0,86 ***	0,78 ***	0,74 ***	-0,46 **	0,48 **	NS		-0,70 ***	-0,54 **
Élévation	-0,81 ***	-0,77 ***	-0,85 ***	NS	0,55 **	-0,67 ***	NS	-0,70 ***		0,88 ***
Pente	-0,70 ***	-0,67 ***	-0,69 ***	NS	0,79 ***	-0,70 ***	-0,46 *	-0,54 **	0,88 ***	

*, **, *** : Significativement corrélés à 10 %, 5 %, 1 % (bilatéral); ns : corrélation non significative

Tableau 5. Régressions linéaires des concentrations de P mesurées dans le bassin-versant de la rivière aux Brochets en fonction d'indicateurs agroenvironnementaux sélectionnés.

Variable expliquée (Y)	Variables indépendantes		Modèle					
	Variable 1 (a1)	Variable 2 (a2)	Valeur F	Pr>F	R ²	b0	b1	b2
P Bio.	Élévation moyenne	Bilan d'apport	39.25	<0.001	0.86	1.931	-0.002	0.007
	Bilan d'apport	% utilisation agricole	17.56	0.002	0.73	1.591	0.007	0.003
P RS	Élévation moyenne	Bilan d'apport	43.39	<0.001	0.87	1.756	-0.003	0.008
	Bilan d'apport	% utilisation agricole	19.45	0.001	0.75	1.223	0.01	0.005
P Total	Élévation moyenne	% saturation en P	20.12	0.001	0.76	2.059	-0.002	0.028
	% saturation en P	% utilisation agricole	11.04	0.002	0.63	1.711	0.046	0.001
	Bilan d'apport	% utilisation agricole	12.62	<0.001	0.66	1.926	0.007	0.002

Modèle de régression linéaire: Y= b0 + b1*a1 + b2* a2

indices d'utilisation agricole du sol, de position des sous-bassins dans le relief ou du ruissellement CN, une forte proportion de la variabilité des concentrations en P dans les sous-bassins d'échantillonnage de la rivière aux Brochets est expliquée. Les analyses de régressions linéaires multiples démontrent que les variabilités des moyennes de concentrations en P total, P biodisponible et P réactif soluble ajustées au modèle de covariance sont expliquées respectivement au niveau de 76 %, 86 % et 87 % (p<0.001) par une combinaison des bilans d'apports et de l'élévation moyenne des sous-bassins. Rappelons que l'élévation des sous-bassins traduit aussi les patrons spatiaux relatifs au coefficient de ruissellement, de même que l'utilisation du sol dans le bassin-versant. De plus, 66 % de la variabilité des concentrations en P total et 73 % des concentrations en P biodisponible dans les tronçons et tributaires de la rivière aux Brochets sont

expliquées par le bilan des apports en P des sous-bassins et leur pourcentage de terres utilisées à des fins agricoles. Le pouvoir explicatif élevé associé à ces combinaisons de descripteurs témoignent de la complémentarité des facteurs Sources et Transport à traduire le patron spatial dans les exportations de P (Tableau 5).

Conclusion

L'analyse de la problématique de la pollution diffuse à l'échelle d'un grand bassin implique, au plan méthodologique, la recherche d'un compromis entre la complexité des modèles de prédictions retenus et la transférabilité de l'outil d'aide à la décision développé auprès des utilisateurs ciblés. Cette étude a permis de développer une méthode relativement simple de spatialisation d'indices de risques de pertes de

phosphore en milieu agricole, adaptée aux sources de données généralement accessibles pour l'ensemble du territoire agricole québécois. Le système d'information géographique (SIG) développé caractérise l'environnement biophysique du bassin et les pressions environnementales associées aux systèmes de production agricole. Les campagnes d'échantillonnage spatial de la qualité de l'eau ont démontré la pertinence et la complémentarité des indicateurs Sources et Transport à expliquer la variabilité des exportations diffuses de P à l'échelle du bassin-versant.

La télédétection et les requêtes spatiales complexes opérées sur les données par les systèmes d'information géographique se sont révélées indispensables pour intégrer et gérer les données nécessaires à cette étude. Le recours au modèle SWAT a permis de supporter efficacement la délimitation d'unités homogènes de réponse hydrologique

(UHRH), un élément clé de la planification et de la gestion des facteurs Transport impliqués dans les processus de contamination diffuse. La mise en forme du SIG en un atlas électronique convivial en fait un outil bien adapté aux besoins d'interprétation de la vulnérabilité du territoire aux exportations diffuses de phosphore. La prochaine étape dans le développement du SIG, actuellement en chantier à l'IRDA, consiste à supporter la calibration et l'adaptation des modules hydrologiques de SWAT aux conditions du bassin, de façon à développer les capacités prédictives du SIG à l'égard de scénarios d'interventions agroenvironnementaux.

Les campagnes d'échantillonnage de la qualité de l'eau en période d'intense activité hydrologique automnale et printanière ont permis de mettre en relief un patron spatial contrasté dans les exportations diffuses de phosphore. Une importante variabilité temporelle des données de concentrations en P, en lien avec les fluctuations de l'activité hydrologique dans le bassin, a aussi été démontrée. Cette forte variabilité des concentrations en P en rivière met en relief les limites du recours aux critères de qualité d'eau exprimés sur une base de concentration pour guider l'analyse et la planification d'interventions agroenvironnementales. Dans un cadre d'intervention ciblé sur le contrôle de l'eutrophisation d'un plan d'eau, comme c'est le cas pour la Baie Missisquoi, la récupération des usages de l'eau est liée à la réduction des charges de P en provenance du bassin-versant, en relation avec le seuil de tolérance du plan d'eau en aval. L'analyse et la planification stratégique d'interventions sur la base de critères de charges, plutôt que de concentrations, facilitent notamment la mise en relation des composantes terrestres et aquatiques du bilan de masse du phosphore. La documentation des seuils de tolérance du milieu aquatique et de charges-types associées à différentes combinaisons de pratiques agricoles et de propriétés biophysiques du territoire constituent alors des priorités de recherche dans une

perspective de développement d'outils de gestion de la qualité de l'eau en bassins-versants agricoles.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Richard Lauzier, Alain Desrochers et Germain Pinard de l'équipe du MAPAQ à Bedford, de même que Jacques Dion de l'équipe IRDA, pour leur participation aux campagnes d'échantillonnage.

Références bibliographiques

Arnold, J.G., P.M. Allen, and G.T. Bernhardt. 1993. A Comprehensive Surface-Groundwater Flow Model, *Journal of Hydrology* 142: 47-69.

Arnold, J.G., J.R. Williams, A.D. Nicks, and N. B. Sammons. 1990. SWRRB A basin scale simulation model for soil and water resources management, Texas A&M Press. College Station, TX, 255 p.

Bernard, C. (1996) Estimation de l'érodabilité des principales séries de sol du Québec, à l'aide du nomographe de Wischmeier, *Agrosol* 9(2) : 6-12.

Beaudet, P. 2002. La fertilisation et la gestion du risque agroenvironnemental, Colloque sur le phosphore : Une gestion éclairée, Ordre des agronomes du Québec, 20 p.

Bolinder, M.A., R.R. Simard, S.S. Beauchemin and K. B. MacDonald. 1998. Indicator of risk of water contamination : methodology for the phosphorus component. Agriculture et agroalimentaire Canada. Rapport interne no. 24, 30 p.

Bootsma, A., G. Tremblay et P. Fillion. 1999. Analyses sur les risques associés aux unités thermiques disponibles pour la production de maïs et de soya au Québec, Centre de recherches de l'Est sur les céréales et oléagineux, Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Bulletin technique CRECO N0 de contribution 991396-F, 38 p.

Cann, D. B., P. Lajoie et P. C. Stobbe. 1948. Étude des sols des comtés de Shefford, Brome et Missisquoi dans la province de Québec, Service des fermes expérimentales, ministère fédéral de l'Agriculture, en collaboration avec le ministère de l'Agriculture de Québec et le collègue Macdonald, Université McGill, # 3M-10358-12-47, 94 p.

Caumartin, J. et R. Vincent. 1994. Diagnostic environnemental de la rivière aux Brochets, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, 93 p.

Commission sur la gestion de l'eau. 2002. Revoir de fond en comble la stratégie d'assainissement agricole, Gouvernement du Québec, Rapport No GQM00256, 30 p.

Deslandes, J., A.R., Michaud, F. Bonn. 2002. Contribution of GIS and remote sensing in developing agri-environmental indicators of phosphorus non-point source pollution, the case study of the Pike River. Lake Champlain Research Consortium, Symposium 2002: Lake Champlain in the new millennium. Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec.

Environnement Canada. 2002. Hydrologie au Canada, Direction des relevés hydrologiques, Internet : [http://www.msc-smc.ec.gc.ca/wsc/index_f.cfm?cname=main_f.cfm]

Foster, G.R., D.K. McCool, K.G. Renard and W. C. Moldenhauer. 1981. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI Metric Units, *Journal of Soil and Water Conservation*, 36:355-359.

- Gangbazo, G. 2000. Relations empiriques entre les utilisations agricoles du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières. *Vecteur environnement*, 33 (2) :42-49.
- Gangbazo, G. et F. Babin. 2000. Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur Environnement*, 33 (4) :47-57.
- Gburek, W.J., A.N. Sharpley and G.J. Folmar. 2000. Critical areas of phosphorus export from agricultural watersheds. Dans A.N. Sharpley, Eg., *Agriculture and phosphorus management: the Chesapeake bay*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Giroux .M., J. Cantin, R. Rivest et G. Tremblay. 2002. L'évolution des teneurs en phosphore dans les sols selon leur fertilité, leur richesse en phosphore et les types de sol, Colloque sur le phosphore : Une gestion éclairée, *Ordre des agronomes du Québec*, 19 p.
- Giroux, M, et T.S. Tran. 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation en phosphore des sols agricoles du Québec, *Agrosol 2* : 51-57.
- Grenon, L., J.-M. Cossette, M. Deschênes et L. Lamontagne. 1999. Étude pédologique du comté de Rouville, Québec, *Agriculture et Agroalimentaire Canada*, Direction générale de la recherche, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, 264 p.
- Hegman, W., D. Wang and X. C. Borer. 1999. Estimation of Lake Champlain basin wide nonpoint source phosphorus export : Grand Isle, VT., *Lake Champlain Basin Program*, Technical Report no. 31, 81 p.
- Lemunyon, J.L., and R.G. Gilbert. 1993. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool, *Journal Proc. Agric.* 6 (4): 483-486.
- Littell, R. C., G. A. Milliken, W. Stroup and R. D. Wolfinger. 1996. *SAS System for Mixed Procedure*, Cary, NC: SAS Institute Inc., pp 1-29.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich-3 soil extractant: A modification to Mehlich-2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15 :1049-1416.
- Michaud, A.R. et P. Beaudet. 1998. Analyse de la pression agroenvironnementale à l'échelle du territoire. Réseau Érosion de l'ORSTOM, Bulletin 18, Congrès conjoint AQSSS-ORSTOM : Le sol et l'eau : deux ressources à gérer en interrelations, p. 491-505.
- Michaud, A.R., R. Lauzier and M.R. Laverdière. 2002. Temporal and spatial variability in nonpoint source phosphorus: The Ruisseau-aux-Castors case study, Pike river basin, Québec. *Lake Champlain Research Consortium, Symposium 2002: Lake Champlain in the new millennium*. Saint-Jean-sur-Richelieu, Québec.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENV). 1999. Étude des impacts environnementaux associés aux modifications du règlements sur la réduction de la pollution d'origine relatives à la fertilisation phosphatée et à l'entreposage des fumiers de bovins de boucheries. *Ministère de l'Environnement du Québec*. Direction des politiques des secteurs agricoles et naturels et Direction des écosystèmes aquatiques. 38 p.
- Ministère de l'Agriculture, pêcheries et alimentation du Québec (MAPAQ). 1997. Fiche d'enregistrement des exploitations agricoles. *Direction régionale de la Montérégie*, Secteur Est.
- Monfet, J. 1979. Évaluation du coefficient de ruissellement à l'aide de la méthode SCS modifiée. *Service de l'hydrométrie*, Ministère de l'Environnement du Québec, Publication no. HP-51, Québec.
- Murphy, J., and J.R. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphates in surface waters. *Anal. Acta* 27 :31-36.
- National Ocean Service, Office of Ocean Resources Conservation and Assessment (ORCA). 2002. *Gulf of Maine Land-Based Pollution Sources Inventory*, Internet: http://spo.nos.noaa.gov/projects/gomaine/nps_results.html
- Natural Resources Conservation Service (NCRS). 2000. *Iowa Phosphorus Index*. Iowa Technical Note No. 25, 16 p.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold and R. Srinivasan. 2002. *Pesticides Fate and Transport Predicted by the Soil and Water Assessment tool (SWAT) : Atrazine, Metolachlor and Trifluralin in the Sugar Creek Watershed, Grassland, Soil & Water Research Laboratory, USDA-ARS, Blackland Research Center, Texas*, BRC Publication #2002-03, 96 p.
- Organisation de coopération et de développement économique. 1997. *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*. Service des publications, OCDE, Paris, 72 p.
- Pollution from land use activities reference group (Pluarg). 1980. *Pollution in the Great Lakes basin from land use activities*. *International Joint Commission Report to the Governments of the United States and Canada*. 414 p.
- Pote, D.H., T.C. Daniel, A.N. Sharpley, P.A. Moore, Jr., D.R. Edwards, and D.J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff, *Soil Science Society of America Journal* 60:855-859.
- Richards, C., L. Johnson, G. Host. 2002. *Ecological Indicators for Regional Landscapes linking landscape and local factors to predict the health of ecosystems*, *Natural Resources Research Institute*, University of Minnesota, Internet : <http://www.nrri.umn.edu/indicators/>
- Santhi, C., J.G. Arnold, J. R. Williams, W.A. Dugas, R. Srinivasan and L. M. Hauck . 2001. *Validation of the SWAT Model on a Large River Basin With Point and Nonpoint Sources*, *AWRA No. 00044*, Volume37 (5), pp. 1169-1188.

- Simard, R.R., G. Gangbazo, D. Cluis, G. Charron et A.R. Pesant. 1992. Charges de P d'un sol fortement amendé par du lisier de porc. Symposium sur la recherche et le développement en gestion environnementale des effluents d'élevage. MENVIQ éd.
- Srinivasan, R. and al. 2000. Hydrologic unit model for the United States (Humus), Texas Agricultural Experiment Station, Blackland Research Center, Internet: <http://srph.brc.tamus.edu/hamus/>
- Srinivasan R., T. Ramanarayanan, H. Wang and R. Jayakrishnan. 1997. Hydrologic Modeling of the Rio Grande/Rio Bravo Basin, Final Report, Texas Agricultural Experiment Station, Blackland Research Center, 38 p.
- Sharpley, A.N., W.W. Troeger and S.J. Smith. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus un agricultural runoff. J. Env. Qual. 20:235-238.
- Tabi, M., L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré. 1990. Inventaire des problématiques de dégradation des sols agricoles du Québec : Région Agricole Richelieu Saint-Hyacinthe, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Entente auxiliaire Canada-Québec sur le Développement Agro-Alimentaire, 119 p.
- U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. 1972. National Engineering Handbook, Hydrology Section 4, Chapters 4-10.
- U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 2001. National Soil Survey Handbook, title 430-VI. Internet :<http://www.statlab.iastate.edu/soils/nssh/>.
- Webb, J.R., A.P. Mallarino and A.M. Blacjmer. 1992. Effects of residual and annually applied phosphorus on soil test values and yields of corn and soybean. J. Peod. Agric. 5(1): 148-152.
- Williams, J.R. 1975. Sediment routing for agricultural watersheds, Water Resources Bull. 11(5) :965-974.
- Wischmeier W. H., C. B. Jonhson and B. V. Cross 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites,. J. Soil and Water Conservation 26(5): 189-192.
- Wischmeier W.H and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning, U. S. Dept. Agric., Agric. Handbook No. 537.