

# Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures

\*M. GIROUX<sup>1</sup>, M. DUCHEMIN<sup>1</sup>, A. R. MICHAUD<sup>1</sup>, I. BEAUDIN<sup>1</sup>, C. LANDRY<sup>1</sup>, P. ENRIGHT<sup>2</sup>, C.A. MADRAMOOTOO<sup>2</sup> et M. R. LAVERDIÈRE<sup>1</sup>

**RÉSUMÉ** - M. Giroux, M. Duchemin, A. R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry, P. Enright, C. A. Madramootoo et M. R. Laverdière. **Relation entre les concentrations en phosphore particulaire et dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P total et assimilable des sols pour différentes cultures. *Agrosolutions* 19 (1) : 4-14.** L'objectif de cette étude est de déterminer les relations existant entre les teneurs en phosphore (P) total et assimilable d'un sol limoneux et les concentrations en P particulaire et en P dissous des eaux de ruissellement pour ce sol laissé à nu ou cultivé successivement en maïs-grain, en soya, en orge grainée avec un mélange luzerne-mil et en prairie de luzerne-mil. Les volumes des eaux de ruissellement provenant de parcelles de 30 m x 15 m ont donc été mesurés lors de chaque événement suite aux précipitations survenues entre le 1<sup>er</sup> mai et le 1<sup>er</sup> novembre sur une période de cinq ans. Un échantillon d'eau a été analysé pour connaître les concentrations en matières en suspension (MES) et en P des fractions particulaire, totale dissoute, réactive dissoute et biodisponible. Le facteur d'enrichissement (E) moyen en P des sédiments, correspondant au rapport entre la concentration en P particulaire et la teneur en P total du sol, a été de 1,83 pour le sol nu, de 1,89 pour le maïs-grain, de 2,39 pour le soya, de 2,47 pour l'orge grainée et de 4,01 pour la prairie. Une équation reliant la teneur en P total des sols à leur teneur en P Mehlich-3 (PM3) a été établie. Les concentrations moyennes en P particulaire mesurées dans les sédiments ont été de 1212 mg kg<sup>-1</sup> pour le sol nu, de 1288 mg kg<sup>-1</sup> pour le maïs-grain, de 1664 mg kg<sup>-1</sup> pour le soya, de 1461 mg kg<sup>-1</sup> pour l'orge grainée et de 2334 mg kg<sup>-1</sup> pour la prairie. En comparaison, les teneurs prédites en P particulaire, calculées à partir du P total du sol et du facteur E, ont été de 1134 mg kg<sup>-1</sup>, de 1171 mg kg<sup>-1</sup>, de 1482 mg kg<sup>-1</sup>, de 1532 mg kg<sup>-1</sup> et de 2486 mg kg<sup>-1</sup> respectivement pour les mêmes cultures. Par ailleurs, les rapport P/Al Mehlich-3 des échantillons de sol sont

bien corrélés aux concentrations en P total dissous ( $R^2 = 0,79^{**}$ ) et en P réactif dissous ( $R^2 = 0,80^{**}$ ) des eaux de ruissellement. Une régression de type exponentiel a aussi été établie entre la biodisponibilité du P particulaire et la teneur en PM3 des sols ( $R^2 = 0,51^{**}$ ). Toutes ces relations entre l'état du P dans les eaux de ruissellement et dans les sols vont permettre d'estimer plus facilement les charges de P perdues et ainsi établir un indice de risque quantitatif des pertes du P provenant des terres agricoles.

**Mots clés** : Érosion des sols, matières en suspension, phosphore total, phosphore dissous, facteur d'enrichissement du P.

**ABSTRACT** - M. Giroux, M. Duchemin, A.R. Michaud, I. Beaudin, C. Landry, P. Enright, C.A. Madramootoo and M.R. Laverdière. **Relation between particulate and dissolved P in runoff and total and available P in soils for different crops. *Agrosolutions* 19 (1): 4-14.** The objective of this study is to determine the relation between total and available phosphorus (P) in a loamy soil and particulate or dissolved P in runoff for a bare soil or cultivated successively with grain corn, soybean, barley underseeded with an alfalfa-timothy mix and an alfalfa-timothy meadow. Volumes of runoff were measured from 30 m x 15 m plots for all significant rainy events between the first of May and the first of November and analysed for suspended solids, particulate P, total dissolved P, reactive dissolved P and bioavailable P. The mean particulate P enrichment factor (E), corresponding to the ratio of particulate P in suspended solids to the total soil P was 1,83 for the bare soil, 1,89 for grain corn, 2,39 for soybean, 2,27 for barley underseeded with alfalfa-timothy and 4,01 for alfalfa-timothy meadow. A regression between total soil P and Mehlich-3 P (M3P) was also established. Mean particulate P concentrations measured in suspended solids were 1212 mg kg<sup>-1</sup> for the bare soil, 1288 mg kg<sup>-1</sup> for grain

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

\*Auteur pour la correspondance : téléphone : 418 644-6838, télécopieur : 418 644-6855, courriel : marcel.giroux@irda.qc.ca.

2. Brace Center for water resources management, Macdonald Campus, McGill university, 21111Lakeshore Road, Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, Canada H9X 3V9.

corn, 1664 mg kg<sup>-1</sup> for soybean, 1461 mg kg<sup>-1</sup> for barley underseeded and 2334 mg kg<sup>-1</sup> for the meadow. In comparison, the estimated particulate P concentrations in suspended solid, calculated from total soil P and the E factor, were 1134 mg kg<sup>-1</sup>, 1161 mg kg<sup>-1</sup>, 1482 mg kg<sup>-1</sup>, 1532 mg kg<sup>-1</sup> and 2486 mg kg<sup>-1</sup> respectively for the same land uses. The Mehlich-3 P/Al ratio was well correlated with total dissolved P ( $R^2 = 0,79^{**}$ ) and with reactive dissolved P ( $R^2 = 0,80^{**}$ ). An exponential regression between bio-availability of particulate P and M3P was also established ( $R^2 = 0,51^{**}$ ). All these relations between the P status in runoff and in soil will also be useful to estimate more easily the loss of P and develop a quantitative P index risk for agricultural land.

**Key words:** Soil erosion, suspended solids, total phosphorus, dissolved phosphorus, P enrichment factor.

## INTRODUCTION

Des quantités importantes de phosphore (P) provenant des sols agricoles peuvent être transportées vers les cours d'eau sous forme particulaire avec les matières en suspension ou sous forme dissoute dans les eaux de ruissellement. Étant donné le rôle majeur du P dans le processus d'eutrophisation des cours d'eau et des lacs, ces pertes peuvent nuire de façon importante à la qualité des eaux de surface (Foy and Withers, 1995). L'eutrophisation peut avoir un impact important au niveau économique, notamment en ce qui a trait aux activités récréo-touristiques et au traitement de l'eau potable. La croissance des algues est stimulée par la concentration du phosphore dans l'eau et le niveau critique de P total pour la prolifération de ces organismes se situerait aux alentours de 25 à 30 ug P L<sup>-1</sup>. Certaines algues bleu-vert produisent également des toxines qui peuvent affecter la santé humaine et animale (Blais, 2002). Une épidémie d'algues bleu-vert frappe actuellement le Québec et ne cesse de prendre de l'ampleur d'année en année, ce qui a amené le gouvernement du Québec à développer un plan d'action concertée sur la gestion des fleurs d'eau de cyanobactérie (MDDEP, 2007). Bien que l'eutrophisation des lacs et des cours d'eau ne soit pas le

seul fait des activités agricoles, la pollution diffuse du phosphore qui en découle contribue à ce phénomène. L'action prioritaire pour le secteur agricole est de diminuer l'apport de P provenant des terres vers les eaux de surface. Pour ce faire, il faut bien comprendre les processus de transport en cause et disposer d'outils pour mesurer efficacement les pertes de P afin de définir des moyens d'intervention appropriés.

Un outil d'évaluation quantitative des exportations de P en provenance des champs est actuellement en développement au Québec. Sa mise au point nécessite une modélisation des facteurs hydrologiques et édaphiques sur le ruissellement de surface et de l'érosion des sols. Pour déterminer les charges de P perdues, la détermination des concentrations en P particulaire et en P dissous est requise en plus du volume de ruissellement et de la quantité de sédiments transportés. Des chercheurs de l'Iowa (NRCS-IOWA, 2004 ; Mallarino *et al.*, 2005) ont développé une approche permettant de déterminer la concentration en P particulaire des sédiments provenant de l'érosion des terres agricoles à partir de la teneur en P total dans le sol d'origine et en appliquant un facteur qui tient compte de l'enrichissement en P des sédiments pendant le processus d'érosion. Lors de leur transport, les particules de sol sont triées et les sédiments s'enrichissent en particules fines, en matières organiques et en P. Le facteur d'enrichissement E est la valeur qui exprime le rapport entre la concentration en P particulaire (mg kg<sup>-1</sup>) des sédiments et la teneur en P total du sol (mg kg<sup>-1</sup>).

$$E = \frac{P_{\text{particulaire}} \text{ (mg kg}^{-1}\text{)}}{P_{\text{total}} \text{ sol (mg kg}^{-1}\text{)}}$$

Les valeurs du facteur E rapportées par ces chercheurs se situent entre 1,1 et plus de 4,0, selon les cultures et les mesures d'atténuation des pertes de sol, comme la présence de résidus de culture en surface. De plus, comme la teneur en P total du sol n'est pas déterminée dans le rapport d'analyse remis aux agriculteurs, ces chercheurs ont démontré qu'elle peut être établie à partir de sa teneur naturelle en P total et de l'enrichissement en P d'origine anthropique. Cet enrichissement en P total d'origine anthropique peut être déterminé à

partir de l'enrichissement en P assimilable du sol. Il faut cependant connaître le facteur de proportionnalité (k1), reliant l'enrichissement en P total avec celui du P assimilable. En Iowa, une valeur de 3 pour le facteur k1 a été obtenue dans les sols analysés avec la méthode Bray-1 (NRCS-IOWA (2004). Puisqu'au Québec, la méthode Mehlich-3 est utilisée, il fallait préciser le facteur k1 pour valider cette procédure. Ce facteur a été mesuré pour quatre séries de sol à partir de la relation obtenue entre leurs teneurs en P total et PM3. La teneur naturelle en P total de 160 séries de sol du Québec a été déterminée et une équation permettant d'estimer la teneur en P total des sols à partir de leur teneur naturelle en P total et de leur teneur en PM3 a été établie.

Vadas *et al.* (2005) et Mallarino *et al.* (2005) ont obtenu des relations très étroites entre les concentrations en P dissous dans les eaux de ruissellement et les teneurs en P assimilable des sols. Pellerin *et al.* (2006) ont démontré que la saturation en P (rapport P/Al Mehlich-3) permet de prédire plus correctement la solubilité du P dans les sols que la teneur en PM3. La saturation en P des sols a donc été utilisée pour établir des relations entre le rapport P/Al Mehlich-3 des sols et la concentration en P total dissous et en P réactif dissous dans les eaux.

Michaud et Laverdière (2004) ont aussi démontré que la biodisponibilité du P dans les eaux de ruissellement était un élément important à considérer pour une meilleure évaluation du risque environnemental. Cette biodisponibilité dépend de la concentration en P réactif dissous et du pourcentage de biodisponibilité du P particulaire reliée à la teneur en P assimilable des sols (Sharpley *et al.* 1991). Plusieurs mécanismes devront être étudiés afin de bien comprendre la relation entre la teneur en PM3 des sols du Québec et la biodisponibilité du P particulaire. À partir d'échantillons d'eau recueillis dans différentes parcelles d'érosion, une relation entre la biodisponibilité du P particulaire et la teneur en PM3 des sols a été établie.

L'objectif de cette étude est donc de mieux comprendre les relations existant entre les teneurs en P total et assimilable (PM3) des sols et les concentrations en P particulaire et en P dissous des eaux de ruissellement.

Ces relations vont aider à mesurer les charges de P perdues et à établir un indice de risque de pertes de P des champs permettant de mieux cibler les interventions. Cette étude vise aussi à mieux comprendre l'importance de l'enrichissement en PM3 des sols sur la biodisponibilité du P.

## Méthodologie

Un dispositif de mesure des volumes d'eau de ruissellement a été installé sur des parcelles de 30 m x 15 m. Un système d'auge à bascule d'un litre couplé à un compteur électronique a permis d'enregistrer le volume de ruissellement lors de chaque événement suite aux précipitations survenues entre le 1<sup>er</sup> mai et le 1<sup>er</sup> novembre sur une période de cinq ans. Un diviseur de volume, constitué d'une grille perforée, a été utilisé pour recueillir une fraction représentative de ces eaux en prévision de la collecte d'un échantillon de 250 mL prélevé pour les analyses en laboratoire. Les parcelles ont été installées sur un loam limoneux de la série Le Bras, présentant une pente de 4,5%. La teneur en PM3 du sol est de 27 mg kg<sup>-1</sup> avec un rapport P/Al Mehlich-3 de 2,4% et une teneur en Al Mehlich-3 de 1121 mg kg<sup>-1</sup>. La teneur en matière organique du sol est de 2,75% et son pH de 5,8.

Pour déterminer la concentration en P total des eaux de ruissellement, incluant les formes de P particulaire et dissous, une fraction de l'échantillon d'eau non filtré a été digéré au persulfate de potassium en milieu acide à l'autoclave à 121 °C pendant 35 minutes dans le but de transformer les formes organiques et minérales de P en orthophosphates. Le digestat a ensuite été dosé par colorimétrie automatisée sur Technicon AAI par la méthode au molybdate d'ammonium avec l'acide ascorbique comme agent réducteur. La détermination du P total dissous a été effectuée dans une fraction de l'échantillon d'eau centrifugé à 1000 tours min<sup>-1</sup> pendant 10 minutes. Le surnageant a subi une digestion par ultraviolet (UV) en milieu acide, ce qui a permis de transformer les formes de P organique dissous en orthophosphates. Le dosage a été fait par colorimétrie et inclut le P réactif dissous de même que le P organique dissous.

Le P réactif dissous a été déterminé par colorimétrie dans le surnageant centrifugé, sans traitement UV préalable. La différence entre le P total dissous et le P réactif dissous donne le P organique dissous et la différence entre le P total et le P total dissous donne le P particulaire. Pour chaque événement de ruissellement, les charges en P des fractions particulaire et dissoute ont été déterminées en multipliant le volume de ruissellement par la concentration respective en P particulaire et en P dissous. La charge cumulative pour la période de mai à novembre a été établie par la sommation de chacun des événements. La concentration moyenne pondérée de P a été déterminée en divisant la charge cumulative de P par le volume de ruissellement. Cette façon de procéder permet de pondérer l'importance relative de chacun des événements. La concentration moyenne pondérée en MES a été déterminée de la même manière en cumulant les charges de MES et en divisant par le volume cumulatif de ruissellement. La concentration en P particulaire dans l'eau (mg P L<sup>-1</sup>) a été rapportée à la concentration en MES (kg L<sup>-1</sup>) de façon à déterminer la concentration en P particulaire (mg kg<sup>-1</sup>) des sédiments.

$$P \text{ particulaire (mg kg}^{-1}\text{)} = \frac{P \text{ particulaire (mg L}^{-1}\text{)}}{\text{MES (kg L}^{-1}\text{)}}$$

Étant donné que le facteur E d'enrichissement en P des sédiments varie selon les cultures, sa valeur a été déterminée dans les parcelles d'érosion en sol nu, en maïs-grain, en soya, en orge grainée avec un mélange luzerne-mil et en prairie de luzerne-mil lors de chaque événement produisant du ruissellement. Ce facteur est calculé à partir du rapport entre le P particulaire des sédiments (mg kg<sup>-1</sup>) et la teneur en P total (mg kg<sup>-1</sup>) des sols. La valeur E moyenne pour chaque culture a été déterminée à partir d'une relation établie entre la concentration en MES et la valeur E.

Le P biodisponible (Pbio) a été extrait dans une aliquote d'eau non filtrée de 3 mL avec 27 mL d'une solution de NaOH 0,11N et agitée horizontalement pendant 17 heures (Sharpley *et al.*, 1991). L'agitation a été suivie d'une centrifugation à 10,000 tours min<sup>-1</sup> sur centrifugeuse IEC pendant 5 minutes. Le surnageant a été

dosé par colorimétrie. Le Pbio représente la fraction immédiatement disponible pour la croissance des algues dans un milieu aquatique. Pour déterminer la proportion relative du P particulaire qui est biodisponible, la procédure de calcul, décrite par Michaud et Laverdière (2004), a été utilisée. Elle consiste à déterminer le pourcentage de biodisponibilité du P particulaire (BioPP) dans l'eau par l'équation suivante :

$$\text{BioPP (\%)} = \frac{(\text{Pbio} - \text{P réactif dissous})}{P \text{ particulaire}} \times 100$$

Par la suite, une relation a été établie entre la biodisponibilité du P particulaire et la teneur en PM3 des sols à partir des résultats obtenus de cette étude, de celles de Michaud et Laverdière (2004) ainsi que de Enright *et al.* (2004).

Les équations de régression ont été établies au moyen du logiciel Excel. Le coefficient de détermination (R<sup>2</sup>) et le seuil de signification de chacune sont présentés. Le choix des modèles a été fait en fonction de l'accroissement du R<sup>2</sup> obtenu entre des fonctions linéaire, quadratique et exponentielle.

Des analyses de sol ont été réalisées sur 160 séries de sol provenant de l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec (Tabi *et al.*, 1990) pour connaître leur teneur naturelle en P total et en PM3 (Mehlich, 1984). Des valeurs moyennes ont également été établies par groupes texturaux. Les sols ont été prélevés sous la couche arable entre 20 et 40 cm de profondeur. L'extraction du P total dans les sols a été effectuée à 95 degrés C selon la procédure 3050 (EPA, 1996), avec de l'acide nitrique à 50% v/v, suivi d'une addition de peroxyde d'hydrogène à 30% et complétée par l'ajout d'acide chlorhydrique concentré.

## Résultats et discussions

### Détermination du P total des sols

Les teneurs en P total de la couche de sol comprise entre 20 et 40 cm pour les 160 séries de sol sélectionnées sont présentées à l'annexe 1. Les teneurs en P total sous la

couche de labour sont peu affectées par les apports d'engrais et correspondent à des teneurs en P très près des valeurs naturelles. Il est possible d'estimer la teneur actuelle en P total d'un sol par une équation qui tient compte de sa teneur naturelle en P total (valeur de référence) et de son enrichissement d'origine anthropique, déterminé à partir de la teneur en PM3 de la couche arable :

$$\text{P total actuel} = \text{P total naturel} + k1 \times (\text{PM3 actuel} - \text{PM3 naturel})$$

Cette équation comporte un facteur de proportionnalité (k1) qui correspond à l'accroissement en P total du sol pour un accroissement unitaire en PM3. Le calcul des droites de régression entre la teneur en P total du sol, la teneur naturelle en P total et de l'enrichissement en PM3 de la couche arable a permis de déterminer le facteur de proportionnalité k1 spécifique à chaque sol dans quatre sites expérimentaux.

Dans le loam limoneux Le Bras, la valeur du facteur k1 mesurée par régression pour 48 échantillons de sol est de 2,6 (figure 1) et l'équation permettant de calculer le P total est la suivante :

$$\text{P total} = 525 + 2,6 \times (\text{PM3} - 15)$$

$R^2 = 0,88^{**}$   
 $** : \text{significatif à } p = 0,01$

La même procédure a été effectuée pour le loam sableux Chicot, le loam argileux Sainte-Rosalie et le loam sablo-graveleux Saint-André (tableau 1, figure 1). Les facteurs k1 ont varié entre 2,0 et 2,6 selon les séries de sol avec une valeur moyenne de 2,3.

Les teneurs naturelles en P total mesurées sous la couche de labour ont varié entre 167 et 1885 mg P kg<sup>-1</sup> selon les séries de sol (annexe 1). La teneur moyenne est de 662 mg P kg<sup>-1</sup> avec un écart-type de 295 mg P kg<sup>-1</sup>. La teneur naturelle en PM3 des séries est en moyenne de 20 mg P kg<sup>-1</sup> avec un écart-type de 16,6 mg P kg<sup>-1</sup> (tableau 2). Cette valeur peut être considérée comme une constante dans l'équation. La teneur en P total des sols du Québec peut alors être calculée par l'équation suivante :

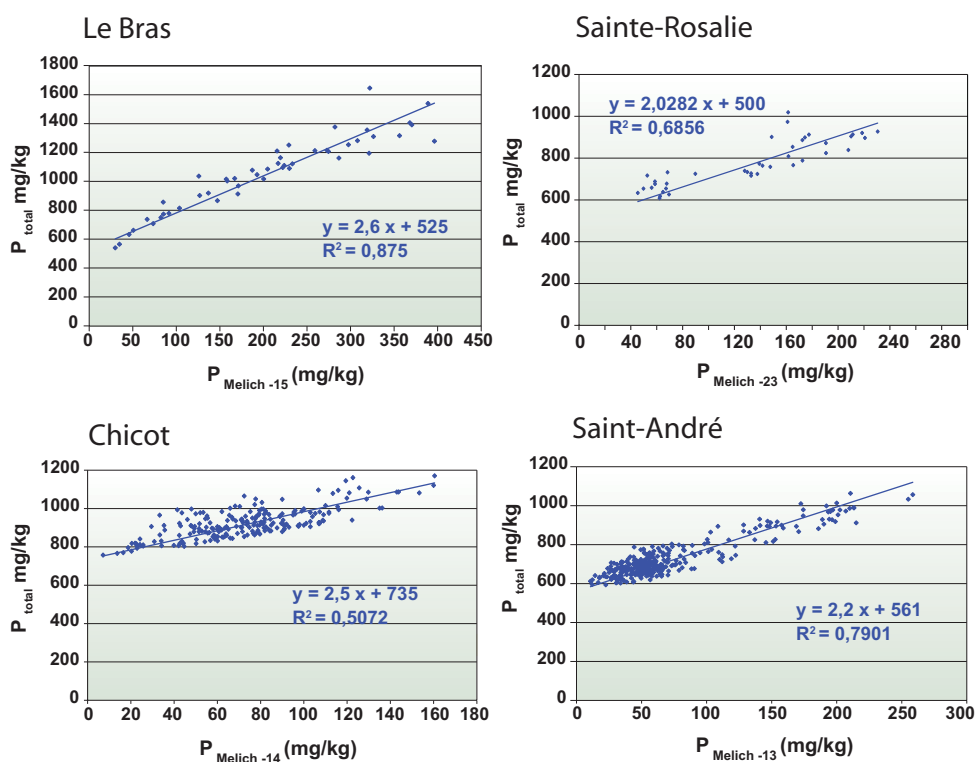


Figure 1. Relation entre la teneur en P total et la teneur en PM3 dans quatre séries de sol.

$$\text{P total actuel} = \text{P total naturel} + 2,3 \times (\text{PM3} - 20)$$

La teneur naturelle en P total des sols a également été établie par groupes texturaux (tableau 2). Les sols argileux contiennent généralement plus de P total que les sols loameux ou sableux. L'écart-type est toutefois élevé pour un même groupe textural. Certaines séries de sol peuvent contenir des

phosphates calciques peu solubles ou des apatites et montrer des teneurs naturelles élevées en P. Ceci a été démontré par Tran et Giroux (1987) dans certaines séries de sol du Saguenay-Lac-Saint-Jean et de Charlevoix. Pour tous les sols confondus, l'équation générale est la suivante :

$$\text{P total actuel} = 662 + 2,3 \times (\text{PM3} - 20)$$

Tableau 1. Teneur naturelle en P total et en PM3 et facteur de proportionnalité k1 dans quatre séries de sol.

Séries	Teneur naturelle en P total (mg P kg <sup>-1</sup> )	Teneur naturelle PM3 (mg P kg <sup>-1</sup> )	Facteur de proportionnalité* k1
Le Bras	525	15	2,6
Chicot	735	14	2,5
Sainte-Rosalie	561	13	2,2
Saint-André	500	23	2,0

\* k1 : accroissement en P total du sol pour un accroissement unitaire de PM3

Tableau 2. Détermination de la teneur naturelle en P total et en PM3 provenant de 160 séries de sol selon les groupes texturaux.

Groupe texturaux	P total		PM3	
	Moyenne	E.T.	Moyenne	E.T.
	(mg kg <sup>-1</sup> )			
Sols argileux	713	255	16,8	14,9
Sols loameux (incluant les loams sableux)	634	232	19,4	16,7
Sols sableux	537	299	27,0	18,2
Moyenne de tous les sols	662	295	20,0	16,6



## Détermination du P particulaire et du facteur d'enrichissement en P des sédiments

Afin de connaître le facteur d'enrichissement E en P des sédiments, la teneur en P total du sol Le Bras et la concentration en P particulaire de l'eau provenant des parcelles en sol nu, en maïs-grain, en soya, en orge grainée et en prairie a été déterminée pour chaque événement de pluie provoquant du ruissellement pendant la période de mai à novembre. La relation entre le facteur E et la concentration en MES des eaux de ruissellement a été établie pour l'ensemble des cultures et l'ensemble des événements de ruissellement (figure 2). Cette

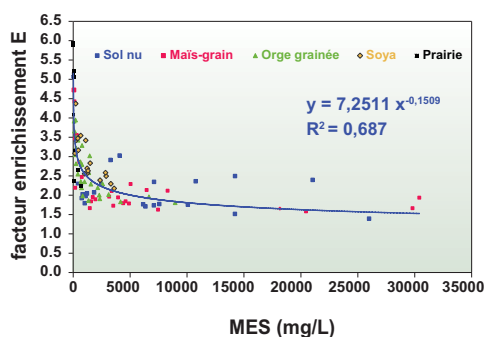


Figure 2. Relation entre le facteur d'enrichissement en P des sédiments et la concentration en MES des eaux de ruissellement sur le sol Le Bras pour différentes cultures.

relation montre que l'enrichissement en P des sédiments varie exponentiellement avec la teneur en MES des eaux de ruissellement ( $R^2 = 0,69^{**}$ ). La concentration moyenne pondérée en MES a été déterminée pour chaque culture et pour le sol laissé à nu. Le facteur d'enrichissement E moyen a été calculé selon la concentration moyenne pondérée en MES spécifique à chaque culture appliquée dans l'équation de la figure 2. Le facteur d'enrichissement moyen pour le matériel érodé en provenance du sol nu est de 1,83 et de 1,89, 2,39, 2,47 et de 4,01 pour celui en provenance respectivement du maïs-grain, du soya, de l'orge grainée et de la prairie (tableau 3).

Le facteur E est influencé par les cultures et il varie selon l'ordre suivant : sol nu < maïs-grain < soya < céréale grainée < prairie. Il existe une relation inverse entre la concentration en MES et le facteur d'enrichissement. Plus la concentration en MES

Tableau 3. Détermination du facteur d'enrichissement en P des sédiments selon la couverture du sol Le Bras et comparaison entre les teneurs en P particulaire mesurées et prédites.

Cultures	Facteur d'enrichissement (E)	MES mesurées (mg L <sup>-1</sup> )	P <sub>sédiment</sub> mesuré (mg kg <sup>-1</sup> )	P <sub>sédiment</sub> prédit* (mg kg <sup>-1</sup> )
Sol nu	1,83	9 015	1 212	1 134
Maïs-grain	1,89	7 463	1 288	1 171
Soya	2,39	1 563	1 664	1 482
Orge grainée	2,47	1 255	1 461	1 532
Prairies luzerne -mil	4,01	51	2 334	2 486

\* Le P prédit dans les sédiments a été calculé par l'équation  $P(\text{sédiment}) = P(\text{sol}) \times E$

est importante, moins le facteur d'enrichissement est élevé et plus la concentration en P particulaire des sédiments se rapproche de la teneur en P total du sol. Le type de culture influence la concentration en MES des eaux de ruissellement mais également la granulométrie et la teneur en P des sédiments. Même si la concentration en P des sédiments est plus élevée sous prairie, la quantité de MES transportée étant beaucoup plus faible, la charge de P est minime. Inversement, pour la culture du maïs-grain et pour le sol nu, les sédiments sont moins riches en P mais la quantité de MES transporté est beaucoup plus importante de sorte que la charge en P est plus élevée.

Les concentrations moyennes en P particulaire mesurées dans les sédiments ont été de 1212 mg kg<sup>-1</sup> dans les parcelles en sol nu, de 1288 mg kg<sup>-1</sup> en maïs-grain, de 1664 mg kg<sup>-1</sup> en soya, de 1461 mg kg<sup>-1</sup> en orge grainée et de 2334 mg kg<sup>-1</sup> en prairie. Les concentrations en P particulaire calculées à partir de la teneur en P total du sol et du facteur E ont été de 1134 mg kg<sup>-1</sup>, de 1171 mg kg<sup>-1</sup>, de 1482 mg kg<sup>-1</sup>, de 1532 mg kg<sup>-1</sup> et de 2486 mg kg<sup>-1</sup> respectivement pour les mêmes cultures (tableau 3). Le modèle prédit fidèlement les concentrations en P particulaire des sédiments à partir de la teneur en P total des sols d'origine et du facteur E.

### Détermination du P total dissous et du P réactif dissous

Les relations entre la concentration moyenne en P total dissous des eaux de ruissellement, la teneur et la saturation en P (P/AI Mehlich-3 x 100) des sols ont été déterminées (figure 3).

$$P \text{ total dissous (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = 50 + 1,90 \times PM3 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} \\ R^2 = 0,69^{**}$$

$$P \text{ total dissous (}\mu\text{g L}^{-1}\text{)} = 50 + 17,8 \times (P/AI \times 100) \\ R^2 = 0,79^{**}$$

La relation avec la saturation en P ( $R^2 = 0,79^{**}$ ) est significativement plus élevée que celle obtenue avec la teneur en PM3 ( $R^2 = 0,69^{**}$ ). La capacité de fixation du sol, liée à la teneur en Al Mehlich-3 affecte inversement la solubilité du P des eaux de ruissellement de sorte que sa prise en compte améliore significativement la relation. La pente de cette régression indique une grande influence de la saturation en P

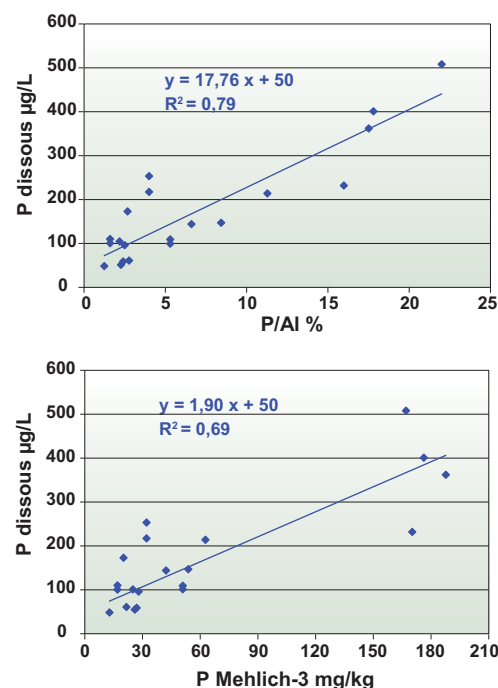


Figure 3. Relation entre le P total dissous dans les eaux de ruissellement, la teneur et la saturation en P (P/AI x 100) des sols.

sur la qualité des eaux de ruissellement. Pour chaque augmentation de un pourcent du rapport P/AI Mehlich-3, la concentration en P total dissous augmente de 17,8 ug L<sup>-1</sup>. Le P réactif dissous peut également être estimé à partir de la saturation en P des sols. Cette valeur représente la fraction du P présent dans les eaux sous forme d'orthophosphates dissous, entièrement biodisponibles. La saturation en P fournit également une meilleure corrélation que la teneur en PM3. Les équations obtenues (figure 4), reliant la teneur en P réactif dissous avec la teneur en PM3 ainsi qu'avec la saturation en P des sols sont les suivantes:

$$\text{P réactif dissous (ug L}^{-1}\text{)} = 40 + 1,98 \times \text{PM3 (mg kg}^{-1}\text{)}$$

$$R^2 = 0,67^{**}$$

$$\text{P réactif dissous (ug L}^{-1}\text{)} = 40 + 17,1 \times (\text{P/AI} \times 100)$$

$$R^2 = 0,80^{**}$$

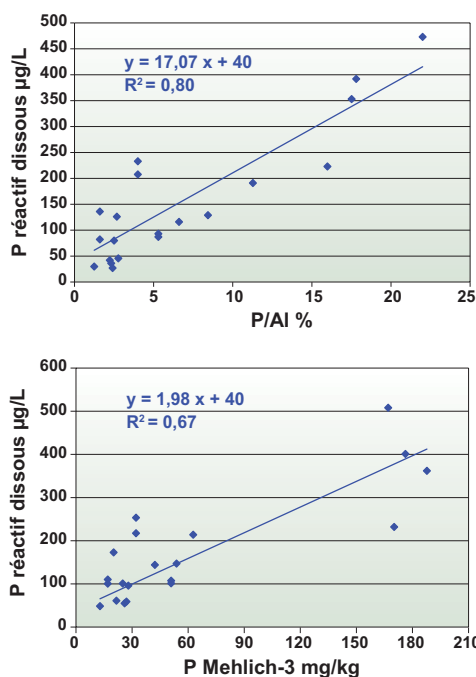


Figure 4. Relation entre le P réactif dissous dans les eaux de ruissellement, la teneur et la saturation en P (P/AI x 100) des sols.

### Biodisponibilité du P particulaire

La concentration en P biodisponible dans les eaux de ruissellement dépend de la concentration en P particulaire, du coefficient de biodisponibilité du P particulaire (BioPP) et de la concentration en P réactif dissous (PRD):

$$\text{P biodisponible} = \text{P particulaire} \times \text{BioPP}(\%) + \text{PRD}$$

Une relation a été établie entre le coefficient de biodisponibilité du P particulaire des eaux de ruissellement et la teneur en PM3 des sols (figure 5). La courbe exponentielle obtenue indique que l'accroissement de la teneur en PM3 des sols a un effet significatif sur la biodisponibilité du P des sédiments transportés ( $R^2 = 0,51^{**}$ ). Connaissant la biodisponibilité du P particulaire, il est alors possible d'estimer la concentration en P biodisponible des eaux de ruissellement à partir du P particulaire et du P réactif dissous.

### Conclusion

Cette étude a démontré qu'il existe un lien étroit entre les teneurs en P total et assimilable des sols et les concentrations en P particulaire dans les sédiments et en P dissous dans les eaux de ruissellement. La concentration en P particulaire a pu être déterminée à partir de la teneur en P total du sol d'origine en appliquant les facteurs développés qui tiennent compte de l'enrichissement (E) en P des particules pendant le processus d'érosion. De même, la concentration en P total dissous ou en P réactif dissous dans les eaux de ruissellement a pu être estimée à partir d'une relation établie avec la teneur en PM3 et surtout avec la saturation en P (P/AI Mehlich-3) des sols.

Le facteur E d'enrichissement moyen en P des sédiments, correspondant au rapport entre la concentration en P particulaire des sédiments et la teneur en P total du sol, a été de 1,83 pour le sol nu, de 1,89 pour le maïs-grain, de 2,39 pour le soya, de 2,47 pour l'orge grainée avec un mélange luzerne-mil et de 4,01 pour la prairie de luzerne-mil. À mesure que la couverture végétale augmente, il y a moins de sédiments transportés mais ces derniers sont plus fins et plus riches en P. Les concentrations moyennes en P particulaire mesurées dans les sédiments ont été de 1212 mg kg<sup>-1</sup> pour le sol nu, de 1288 mg kg<sup>-1</sup> pour le maïs-grain, de 1664 mg kg<sup>-1</sup> pour le soya, de 1461 mg kg<sup>-1</sup> pour orge grainée et de 2334 mg kg<sup>-1</sup> pour la prairie.

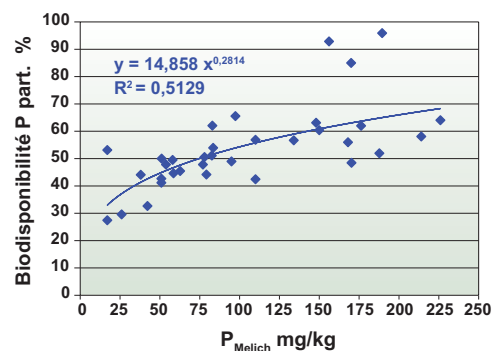


Figure 5. Relation entre la biodisponibilité du P particulaire et la teneur en PM3 des sols

Parallèlement, les concentrations prédites à partir du P total du sol et du facteur E se sont avérées très similaires, soient de 1134 mg kg<sup>-1</sup>, de 1171 mg kg<sup>-1</sup>, de 1482 mg kg<sup>-1</sup>, de 1532 mg kg<sup>-1</sup> et de 2486 mg kg<sup>-1</sup> respectivement pour les mêmes cultures, démontrant la validité du modèle développé. Le type de culture a également affecté la concentration en MES des eaux de ruissellement en plus des concentrations en P. Même si la concentration en P particulaire des sédiments a été plus élevée sous prairie, la quantité de MES transportée et la charge en P ont été minimales. Inversement, pour la culture du maïs-grain et pour le sol nu, les sédiments étaient moins riches en P, mais la quantité de MES transportée et la charge en P ont été beaucoup plus importantes.

Ce travail a donc permis d'établir des équations reliant la concentration en P particulaire et en P dissous des eaux de ruissellement avec la teneur en P total et la saturation en P (P/AI Mehlich-3) des sols. Il a également permis de mettre en évidence le lien qui existe entre la biodisponibilité du P particulaire et la teneur en PM3 des sols. Cette étude devrait permettre de quantifier plus précisément les concentrations en P des eaux de ruissellement et les charges de P provenant des sols agricoles et ainsi aider au développement d'un outil d'évaluation quantitative des risques de pertes en P au niveau des champs agricoles. Cet outil en développement bénéficiera grandement des retombées de cette étude.

## Remerciements

Cette étude a bénéficié d'une subvention du programme d'initiative d'appui aux conseillers agricoles (AAC-MAPAQ) et du soutien financier de l'IRDA. Nous sommes très reconnaissants pour l'aide financière apportée. Nous tenons également à remercier l'équipe technique du laboratoire d'analyse des sols et des eaux de l'IRDA pour leur expertise et la qualité de leurs analyses.

## Références bibliographiques

- Blais, S. 2002. La problématique des cyanobactéries (algues bleu-vert) à la baie Missisquoi. *Agrisol* 13(2) :103-110.
- Enright, P et C. A. Madramootoo. 2004. Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec. *Proceeding of the eight international drainage symposium. AMAS MI USA. P160-170.*
- EPA. 1996. SW-846. Methods 3050.
- Foy, R.H., et P.J.A. Withers. 1995. The contribution of agricultural phosphorus to eutrophication. *Int. Fert. Soc. Proc.* 365, Greenhill House Thorpe Wood, Peterborough, UK. 32 pages.
- Mallarino, A. P., B. M. Stewart, J. L. Baker, J. A. Downing et J. E. Sayer. 2005. Background and basic concepts of the Iowa phosphorus index. A support document of the USDA-NRCS field Office technical note 25. 11 p.
- MDDEP 2007. L'eau au centre de nos vies, au Coeur de notre avenir. Plan d'action gouvernemental de protection des lacs et des cours d'eau du Québec. Québec.Qc. Disponible en ligne : [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/plan\\_juin\\_2007.pdf](http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/plan_juin_2007.pdf).
- Mehlich, A. 1984. Mehlich-III soil test extractant: A modification of Mehlich-II extractant. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15:1409-1416.
- Michaud, A. R., et M. Laverdière. 2004. Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability. *Can.J. Soil Sci.* 84:295-305.
- NRCS-IOWA. 2004. Iowa technical Note no. 25. Iowa Phosphorus index. Natural Resources Conservation Service, Des Moines, Iowa. 32 p.
- Pellerin, A., L-É. Parent, J. Fortin, C. Tremblay, L. Khiari et M. Giroux. 2006. Environmental Mehlich-III soil phosphorus saturation indices for Québec acid to near neutral mineral soils varying in texture and genesis. *Can. J. Soil Sci.* 86:711-723
- Sharpley, A. N., W. Troeger, et S. J. Smith. 1991. The measurement of bioavailable phosphorus in agriculture runoff. *J. Environ Quality.* 20 :235-238.
- Tabi, M, L. Tardif, D. Carrier, G. Laflamme et M. Rompré. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire. 12 rapports par région agricole.
- Tran, T.S. et M. Giroux. 1987. Disponibilité du phosphore dans les sols neutres et calcaires du Québec en relation avec leurs caractéristiques chimiques et physiques. *Can. J. Soil Sci.* 67 :1-16.
- Vadas, P.A., P.J.A. Kleinman, A.N. Sharpley et B.L. Turner. 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff. *J. Environ. Qual.* 34 :572-580

**ANNEXE 1. Teneurs en P total et assimilable et saturation en P (P/AI) de la couche 20-40 cm de 160 séries de sol du Québec.**

No.	Séries de sol	P total (mg kg <sup>-1</sup> )	P Mehlich-3 (mg kg <sup>-1</sup> )	AI Mehlich-3 (mg kg <sup>-1</sup> )	P/AI (%)
1	Argentenay	1130	11,6	241	4,81
2	Ange-Gardien	328	8,57	465	1,84
3	Achigan	678	6,36	483	1,32
4	Albanel	914	15	1032	1,45
5	Alma	965	6,34	949	0,67
6	Anglier	429	8,35	1003	0,83
7	Apika	510	16,8	1437	1,17
8	Ascot	360	8,95	1777	0,50
9	Aston	441	18,2	595	3,06
10	Baby	825	21,6	639	3,38
11	Bearbrook	780	17,2	921	1,87
12	Boucherville	748	4,33	601	0,72
13	Bouchette	907	6,15	660	0,93
14	Bedford	911	16	476	3,36
15	Brandon	1029	15,9	1054	1,51
16	Béarn	424	8,17	1062	0,77
17	Baudette	489	6,8	859	0,79
18	Berthier	776	5,8	993	0,58
19	Brompton	654	2,88	518	0,56
20	Batiscan	1198	12,8	740	1,73
21	Bourget	560	9,18	1942	0,47
22	Bullard	738	28,4	850	3,34
23	Botreaux	273	12,3	540	2,28
24	Beaurivage	339	4,48	1898	0,24
25	Coaticook	768	17,5	1106	1,58
26	Chicoutimi	959	5,9	1135	0,52
27	Châteauguay	809	17,3	944	1,83
28	Champlain	1105	22,7	772	2,94
29	Calais	494	2,54	661	0,38
30	Colton	254	20,3	398	5,10
31	Chaloupe	746	6,66	609	1,09
32	Cotnoir	391	5,08	460	1,10
33	Chapeau	809	16,5	628	2,63
34	Coteau	884	11,7	913	1,28
35	Courval	503	13	453	2,87
36	Dolbeau	955	42,9	1643	2,61
37	Danby	351	11,5	347	3,31
38	Dufferin	398	26,9	1160	2,32
39	Des Orignaux	945	15,5	1843	0,84
40	Dalhousie	583	9,7	830	1,17
41	Du Jour	504	33,6	1429	2,35
42	De l'Anse	1176	48,4	1171	4,13
43	Dorval	790	26,7	431	6,19
44	Desbiens	373	41,3	834	4,95
45	Dessaint	358	4,32	528	0,82
46	Des Saults	936	12	564	2,13
47	Duhamel	499	5,42	799	0,68
48	Dupas	675	21,9	474	4,62



49	Du Creux	717	45,7	1084	4,22
50	Eugène	534	25,2	898	2,81
51	Fleury	599	11,9	351	3,39
52	Fourchette	468	38,7	640	6,05
53	Greensboro	317	28,2	1025	2,75
54	Guigues	519	15,6	796	1,96
55	Guérin	641	36,6	1168	3,13
56	Guyenne	458	25,1	1255	2,00
57	Hébertville	830	8,73	907	0,96
58	Honfleur	167	10,8	1636	0,66
59	Hilarion	688	48,9	832	5,88
60	Henryville	540	10,8	1035	1,04
61	Howick	504	14,2	777	1,83
62	Irénée	1164	15,6	1830	0,85
63	Ivry	470	20,2	1820	1,11
64	Joliette	330	10,1	1974	0,51
65	Kénogami	1160	96,4	1693	5,69
66	Kamouraska	878	30,7	1061	2,89
67	Knowlton	495	100	1136	8,80
68	Labarre	720	9,73	703	1,38
69	La Malbai	1525	2,99	210	1,42
70	Lanoraie	509	93	1482	6,28
71	Loutre	592	24,8	1776	1,40
72	La Pocatière	1035	76,8	1166	6,59
73	Laplaine	697	4,67	927	0,50
74	Lapointe	177	7,07	1670	0,42
75	Le Bras	551	8,2	999	0,82
76	Lévrard	627	4,86	860	0,57
77	Macamic	564	15,9	1309	1,21
78	Milby	806	17,9	1018	1,76
79	Melançon	431	6,5	544	1,19
80	Magog	420	12,5	612	2,04
81	Montmagny	911	45,5	521	8,73
82	Mitis	535	32,3	398	8,12
83	Melbourne	1076	8,14	1442	0,56
84	Morin	529	33,6	1643	2,05
85	Moreau	781	48,5	1682	2,88
86	Massueville	782	52,1	280	18,61
87	Mawcook	349	4,24	719	0,59
88	Nédelec	452	15	1088	1,38
89	Neigette	563	23,3	885	2,63
90	Normandin	894	16,9	1032	1,64
91	Napierville	762	43,7	628	6,96
92	Neubois	551	8,2	999	0,82
93	Orford	314	20,6	456	4,52
94	Ormstown	594	42,5	888	4,79
95	Orléans	576	15,1	931	1,62
96	Paquin	488	12,3	1122	1,10
97	Péribonka	716	17,2	1923	0,89
98	Piedmont	565	11,8	1074	1,10

99	Pelletier	499	18,5	1099	1,68
100	Platon	334	13,8	1012	1,36
101	Palmarolle	499	9,79	1115	0,88
102	Pierreville	494	18,5	667	2,77
103	Pontiac	898	19,3	1002	1,93
104	Pont-Rouge	702	79	1444	5,47
105	Providence	473	5,59	1037	0,54
106	Rubicon	515	9,76	412	2,37
107	Racine	1885	35,1	1590	2,21
108	Rideau	625	9,27	1125	0,82
109	Rémigny	456	3,17	1156	0,27
110	Ripon	282	20,3	1775	1,14
111	Raimbault	542	11,2	410	2,73
112	Roulier	489	11,4	1150	0,99
113	Rivière-du-Loup	382	22,5	1870	1,20
114	Roxton	370	51,4	581	8,85
115	Saint-Blaise	886	19,6	762	2,57
116	Sainte-Hélène	306	13,4	1203	1,11
117	Saint-Bernard	923	43,2	910	4,75
118	Saint-Amable	447	36,9	507	7,28
119	Sherbrooke	517	8,08	591	1,37
120	Sainte-Barbe	819	19,9	637	3,12
121	Sabrevois	---	---	---	---
122	Saint-Anicet	973	19,5	992	1,97
123	Saint-Pacôme	---	---	---	---
124	Saint-Nicolas	773	35,2	907	3,88
125	Saint-André	291	17	1094	1,55
126	Sainte-Brigide	536	13,7	614	2,23
127	Sainte-Philomène	907	14,8	630	2,35
128	Saint-François	458	62,6	1488	4,21
129	Saint-Gabriel	347	55,5	1634	3,40
130	Sheldon	394	9,51	1760	0,54
131	Shefford	1392	16,3	1036	1,57
132	Shipton	361	20,7	1368	1,51
133	Saint-Laurent	643	14,8	980	1,51
134	Saint-Aimé	657	11,2	705	1,59
135	Saint-Joseph	604	24,1	673	3,58
136	Saint-Jude	343	23,4	537	4,36
137	Saint-Benoît	652	14,9	775	1,92
138	Saint-Thomas	898	51,1	1702	3,00
139	Soulanges	847	9,37	342	2,74
140	Saint-Pascal	621	26,8	776	3,45
141	Saint-Sébastien	453	9,99	570	1,75
142	Sainte-Rosalie	803	5,21	1035	0,50
143	Saint-Samuel	401	48	338	14,20
144	Sainte-Sophie	---	---	---	---
145	Sainte-Marie	756	15,3	521	2,94
146	Saint-Raymond	1754	121	1818	6,66
147	Saint-Urbain	726	8,31	933	0,89
148	Suffield	868	4,69	943	0,50

149	Savoie	565	4,13	362	1,14
150	Saint-Hyacinthe	724	15,3	914	1,67
151	Saint-Zotique	779	9	267	3,37
152	Taillon	1056	11,8	2003	0,59
153	Tilly	386	9,64	852	1,13
154	Tremblay	1446	45,7	1588	2,88
155	Uplands	1269	345	1504	22,94
156	Valère	253	33,7	1799	1,87
157	Valin	285	3,72	1796	0,21
158	Vaudreuil	525	30,3	443	6,84
159	Woodbridge	781	54,5	942	5,79
160	Yamaska	---	---	---	---