



Influence du drainage souterrain sur la qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord

Août 2010



Photos de la page couverture (de haut en bas) :

- Sortie de drain et puits d'échantillonnage (*photo : Michel Patoine, MDDEP*).
- Intérieur du puits d'échantillonnage montrant le tube du limnimètre servant à la mesure du niveau de l'eau et les drains entrant et sortant (*photo : Michel Patoine, MDDEP*).
- Seuil jaugeur à la station automatisée de la rivière Boyer Nord (*photo : Michel Patoine, MDDEP*).
- La rivière Boyer Nord, observée à partir de la station du réseau de suivi (*photo : Michel Patoine, MDDEP*).

Ce document peut être consulté sur le site Internet du Ministère : www.mddep.gouv.qc.ca

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2010

ISBN 978-2-550-59876-3 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2010

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteur

Michel Patoine¹

Révision scientifique

Marc Simoneau¹
Georges Gangbazo²

Échantillonnage et mesure du niveau d'eau et des débits dans les drains

Jacques Dion¹, Camil Giasson¹, Marie-Julie Laperrière¹, Manon Ouellet¹ et René Therreault¹

Cartographie et compilation de données d'utilisation du territoire

Lyne Blanchet¹, Mona Frenette¹ et France Gauthier¹

Mise en page et graphisme

Sylvie Boutin¹

-
1. Direction du suivi de l'état de l'environnement.
 2. Direction des politiques de l'eau.

Référence

PATOINE, Michel, 2010. *Influence du drainage souterrain sur la qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord*, Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-59876-3 (PDF), 24 pages.

Mots clés

Drainage souterrain, contamination, qualité de l'eau, rivière Boyer Nord.

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier M. Georges Gangbazo de la Direction des politiques de l'eau pour sa contribution à la conception du protocole de suivi de la qualité de l'eau et des débits, ainsi que la Division de chimie inorganique et la Division de biologie et de microbiologie du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) pour les analyses de l'eau.

RÉSUMÉ

Un suivi hebdomadaire de l'azote, du phosphore, des matières en suspension (MES) et des coliformes fécaux (CF) a été réalisé dans l'eau des drains de trois champs situés dans le sous-bassin versant de la rivière Boyer Nord afin de connaître l'influence du drainage souterrain sur la qualité de l'eau de cette rivière. Les concentrations médianes de nitrites-nitrates dans les eaux de drainage souterrain des trois champs ont varié de 0,8 mg N/l à 11,5 mg N/l. Ces formes d'azote ont constitué la quasi-totalité de l'azote total filtré. Les concentrations des autres paramètres de qualité de l'eau sont demeurés sous la limite de détection des méthodes d'analyse plus de la moitié du temps. Le critère pour la protection de la vie aquatique a été dépassé pour 15 à 95 % des échantillons dans le cas des nitrates et pour 2 à 7 % des échantillons dans le cas du phosphore. Les critères de CF (contact secondaire et irrigation) ont été dépassés pour moins de 5 % des échantillons.

Les charges annuelles des drains mesurées à deux champs ont varié de 0,5 à plus de 34 kg N/ha dans le cas des nitrites-nitrates et de l'azote total filtré. Elles ont varié de 0,012 à plus de 0,086 kg N/ha pour l'azote ammoniacal, de 0,015 à plus de 0,057 kg P/ha dans le cas du phosphore et de 1,4 à plus de 42 kg/ha dans le cas des MES. L'apport de nitrites-nitrates des eaux de drainage souterrain a été estimé à près de 50 % de la charge annuelle de la rivière Boyer Nord comparativement à moins de 10 % pour le phosphore, les MES et l'azote ammoniacal. Ces résultats suggèrent que le drainage souterrain, en réduisant le ruissellement au champ, pourrait avoir une influence favorable sur la qualité de l'eau en rivière s'il est accompagné d'un contrôle adéquat de la fertilisation azotée et phosphatée ainsi que de mesures limitant les écoulements préférentiels vers les drains et l'érosion des sols.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. MATÉRIEL ET MÉTHODE	2
1.1 Stations d'échantillonnage et occupation du territoire	2
1.2 Échantillonnage et analyses physicochimiques et bactériologiques	2
1.3 Méthodes de calcul	6
2. RÉSULTATS ET DISCUSSION	7
2.1 Données sur les précipitations et le débit	7
2.2 Qualité de l'eau des drains agricoles	7
2.3 Charges d'azote, de phosphore et de MES des eaux de drainage souterrain	10
2.4 Comparaison des charges spécifiques estivales des drains et de la rivière Boyer Nord	12
2.5 Estimation de la contribution des drains à la contamination de la rivière Boyer Nord.....	14
2.5.1 <i>Les nitrites-nitrates et l'azote total filtré</i>	15
2.5.2 <i>Le phosphore, les MES et l'azote ammoniacal</i>	17
2.5.3 <i>Les coliformes fécaux</i>	19
CONCLUSION.....	20
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	21

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Description des parcelles avec collecte de l'eau de drainage souterrain	5
Tableau 2 Charge spécifique en azote, phosphore et MES des eaux de drainage agricole (kg/ha)	12
Tableau 3 Pourcentage de l'azote, du phosphore et des MES de la rivière Boyer Nord provenant de l'eau de drainage souterrain estimé à l'aide de l'équation 1	16

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Localisation des stations de mesure.....	3
Figure 2 Carte de sols des sous-bassins versants de la rivière Boyer Nord	4
Figure 3 Précipitations, bilan hydrique et hauteurs d'eau évacuées par les drains agricoles	8
Figure 4 Concentration de nitrates-nitrites aux stations de la rivière Boyer Nord.....	9
Figure 5 Concentration de coliformes fécaux aux stations de la rivière Boyer Nord	11
Figure 6 Charge spécifique d'azote des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre.....	13
Figure 7 Charge spécifique de phosphore des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre	13
Figure 8 Charge spécifique de MES des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre	14

INTRODUCTION

Les études sur la rivière Boyer effectuées au cours des vingt dernières années visaient notamment à déterminer les causes de la disparition, au milieu des années 1980, de la plus importante frayère d'éperlan arc-en-ciel au Québec et des solutions pour la restaurer (EREAQ, 2008). Une des causes probables de cette disparition est la mauvaise qualité de l'eau de la rivière, mise en évidence par le suivi du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) à plusieurs de ses stations (Patoine, 2005). Cette mauvaise qualité de l'eau compromet également son usage sécuritaire à des fins récréatives et agricoles et contribue à la contamination du fleuve Saint-Laurent (Hébert et Belley, 2005). La disparition de plusieurs espèces de poissons et de sites de baignade dans la rivière Boyer en témoigne (MEF, 1998). Les résultats des interventions pour améliorer la qualité de l'eau, davantage concentrées dans le sous-bassin versant de la rivière Boyer Sud, commencent à peine à être perceptibles (Patoine, 2009). Les interventions doivent être poursuivies dans l'ensemble du bassin versant afin de redonner aux résidents le plein usage de l'eau de la rivière notamment pour des activités comme la pêche sportive (GIRB, 2009) ainsi que pour les utilisations à des fins agricoles comme l'abreuvement du bétail et l'irrigation.

L'agriculture, qui occupe plus de la moitié de la superficie du bassin versant, a connu un développement important à la suite du drainage souterrain des terres agricoles et de leur fertilisation parfois excessive. Elle contribue à la mauvaise qualité de l'eau en apportant de grandes quantités de phosphore, d'azote, de matières en suspension (MES) et de coliformes fécaux (CF) dans la rivière. Gangbazo et autres (2005) ont évalué que plus de 90 % du phosphore exporté annuellement par la rivière Boyer provient de sources diffuses, principalement agricoles. Le ruissellement de surface et le drainage souterrain sont deux modes connus de transport des contaminants en provenance des parcelles agricoles, mais leur importance relative a été peu documentée compte tenu de la difficulté de les mesurer distinctement. L'importance de la quantité d'eau évacuée par les drains souterrains, qui représente selon certaines études de 81 % à 98 % de l'eau exportée annuellement par les champs (Simard et autres, 2004; Goulet et autres, 2006), ainsi que la durée de la période où les drains sont la principale source d'alimentation des cours d'eau montrent le potentiel qu'ils représentent pour le transport des contaminants. Cependant, les solutions pour réduire la contamination provenant des parcelles cultivées ont surtout été axées sur le contrôle du ruissellement et de l'érosion des sols.

Une étude en parcelles de 45 m² à Lennoxville a montré que le phosphore et l'azote ammoniacal étaient transportés principalement par ruissellement et les nitrates dans l'eau de drainage souterrain (Gangbazo et autres, 1997). D'autres études en champ à Saint-Lambert et en Montérégie rapportent une contribution des drains aux apports de phosphore aussi élevée que 40 à 95 % (Goulet et autres, 2006; Simard et autres, 2004). Les apports annuels des eaux de drainage de champs cultivés ont aussi été mesurés par Piché et Gangbazo (1991) et Giroux et Royer (2006a et 2006b) dans des bassins versants voisins de la rivière Boyer. Cependant, les conditions de pente, de fertilisation ou de sol des parcelles étudiées ou l'échelle réduite des parcelles limitent la transposition de ces résultats au bassin versant de la rivière Boyer. Simard (1998) a mesuré des concentrations élevées de phosphore dans l'eau de drainage souterrain du bassin versant de la rivière Boyer qui variaient de 0,05 à 0,37 mg/l selon le type de sol et d'exploitation agricole, mais n'a pas quantifié les apports en raison de l'absence de mesure de débit.

Étant donné que les superficies agricoles avec drainage souterrain occupent près du tiers du bassin versant de la rivière Boyer (Gangbazo et Babin, 2000), il importe de connaître la contribution des eaux de drainage souterrain pour orienter les solutions afin d'améliorer la qualité de l'eau de cette rivière. L'objectif de la présente étude est de mesurer les concentrations de certains paramètres physicochimiques et bactériologiques ainsi que les débits des eaux de drainage souterrain dans un sous-bassin versant de la rivière Boyer afin de quantifier leur influence sur la contamination de cette rivière. Le sous-bassin versant expérimental de la rivière Boyer Nord, qui occupe près de 20 % de la superficie du bassin versant de la rivière Boyer, a été retenu compte tenu de l'importance des superficies agricoles et du drainage souterrain qu'on y trouve ainsi que de l'absence de rejet d'eaux usées municipales ou industrielles.

1 MATÉRIEL ET MÉTHODE

1.1 Stations d'échantillonnage et occupation du territoire

Trois sites de collecte des eaux de drainage souterrain ont été aménagés dans le bassin versant de la rivière Boyer Nord, dont un peu plus du tiers des superficies sont drainées (figure 1). Seuls les deux sites localisés dans la municipalité de Saint-Henri (stations 02300014 et 02300015) étaient munis d'un limnimètre de type Foxboro qui permet la mesure en continu sur une charte du niveau de l'eau dans les drains. La qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord était également mesurée à deux stations, l'une faisant partie d'un réseau de suivi (station 02300003) et l'autre étant expérimentale (station 02300008). La station expérimentale était munie d'un échantillonneur automatique de marque SIGMA, d'un limnimètre et d'un pluviomètre totalisateur enregistrant les précipitations aux 15 minutes. Les superficies des sous-bassins sont de 28 km² à la station expérimentale et de 36 km² à l'autre station.

Les sols des parcelles drainées souterrainement dans les deux sous-bassins versants de la rivière Boyer Nord sont principalement graveleux et issus de dépôts de tills, mais également loameux et argileux. De faibles superficies de sols sableux et organiques sont aussi présentes (figure 2).

Les superficies avec drain agricole indiquées aux figures 1 et 2 proviennent des cartes du ministère de l'Agriculture, des Pêcherie et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) qui montrent les terres pour lesquelles des plans de drainage souterrain ont été déposés jusqu'en 1985. Ces cartes donnent une bonne indication des superficies réelles en drainage souterrain, même si elles informent sur les travaux projetés mais pas nécessairement réalisés, étant donné que du drainage souterrain a été effectué après 1985 (Donald Lemelin, MAPAQ, communication personnelle, 2006).

Le tableau 1 présente les informations sur les sols, les cultures, la fertilisation et les opérations culturales des sols des parcelles avec collecte de l'eau de drainage souterrain.

1.2 Échantillonnage et analyses physicochimiques et bactériologiques

Les échantillons d'eau des drains souterrains ont été prélevés à une fréquence hebdomadaire sur une période de deux années à compter de septembre 1999. L'échantillonnage s'est terminé en décembre 2001 aux stations de Saint-Henri et en novembre 2000 à Saint-Anselme.

Pour l'analyse des CF, le prélèvement des échantillons était effectué à l'aide d'une bouteille stérilisée. Les échantillons étaient ensuite conservés à 4 °C jusqu'à leur arrivée au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) pour être analysés dans un délai ne dépassant pas 48 heures après l'échantillonnage. Les analyses de CF ont été faites par filtration sur membrane de volumes de 50, 10 et 1 ml avec incubation sur milieu m-FC pendant 24 heures à 44,5 °C (APHA, 1998; CEAEQ, 2003). La gamme de valeurs mesurables par cette méthode avec les volumes analysés se situe entre 2 et 6 000 unités formatrices de colonies (UFC) par 100 ml.

Pour l'analyse des MES, du phosphore dissous, de l'azote total, des nitrites-nitrates et de l'azote ammoniacal, les échantillons étaient filtrés avec un filtre de 0,45 µm alors que l'analyse du phosphore total se faisait sur l'échantillon non filtré. Les méthodes d'analyse utilisées sont décrites dans Laflamme (1995).

Les résultats d'analyse ont été validés et intégrés dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP.

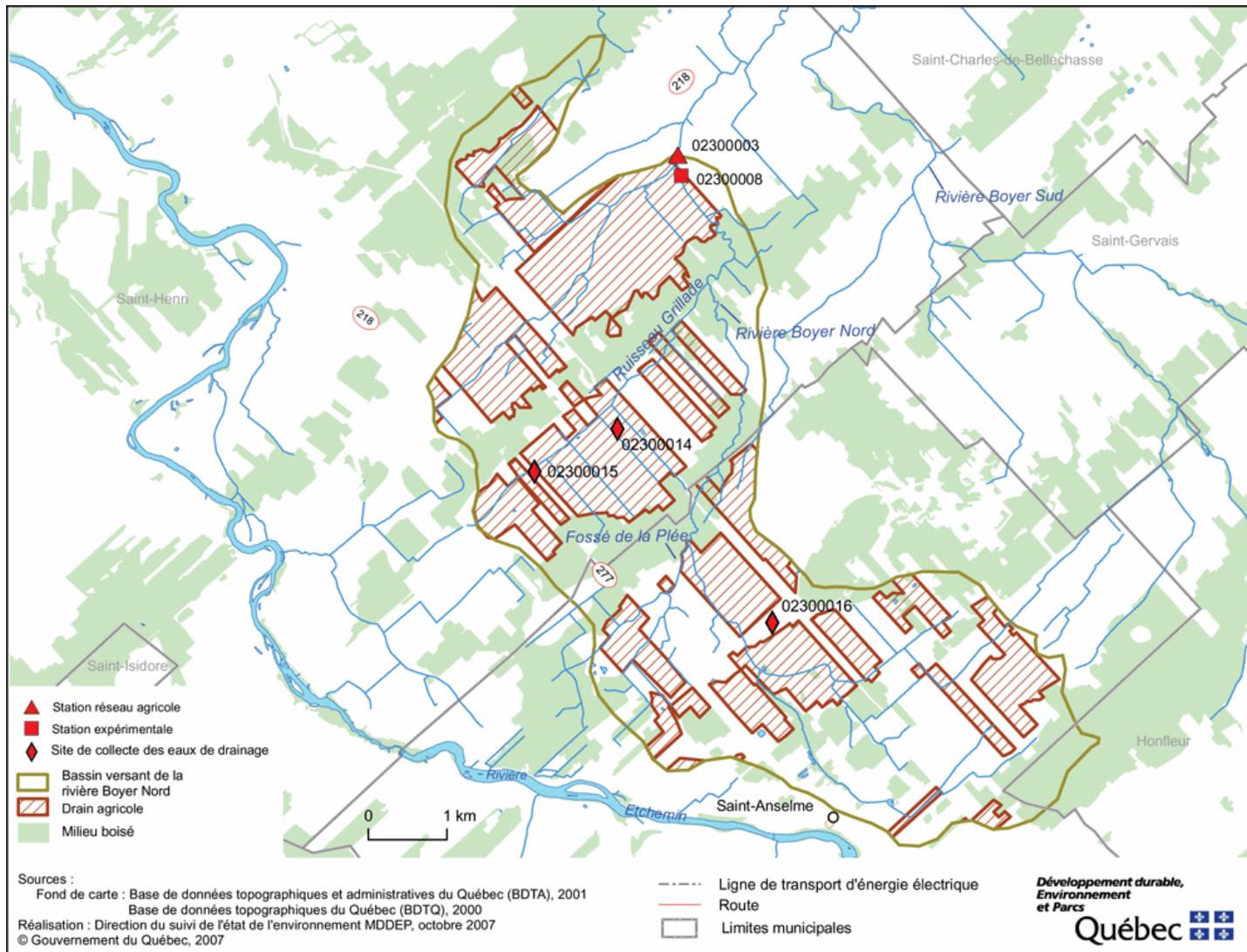


Figure 1 Localisation des stations de mesure

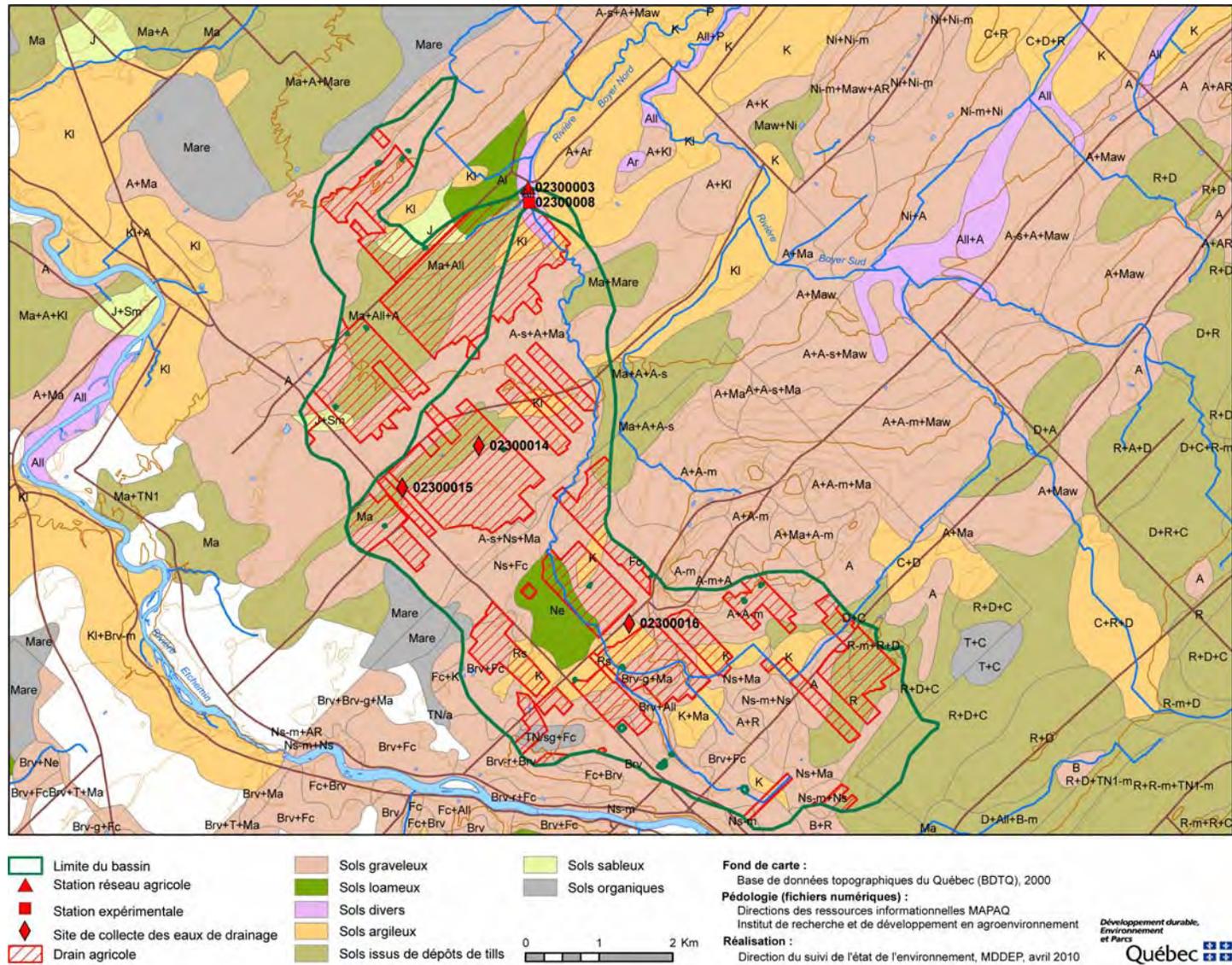


Figure 2 Carte de sols des sous-bassins versants de la rivière Boyer Nord

Tableau 1 Description des parcelles avec collecte de l'eau de drainage souterrain

Parcelle et station	Superficie (ha)	Type de sol principal	Analyse de sol	Année	Culture	Fertilisation	Opérations culturales
DR14 02300014	3,13	Loam sableux	pH tampon : 6,6 P: 89; Al : 787 M.O. : 5,5 % (novembre 2000)	1999	Prairie, 3 coupes (> 40 % légumineuses)	Lisier de bovin laitier : 34 t/ha Épandu en août	Rotabèche Automne 1998
				2000	Prairie, 3 coupes (> 40 % légumineuses)	Lisier de bovin laitier : 34 t/ha Épandu à la fin juin	
				2001	Prairie, 3 coupes (< 40 % légumineuses)	Lisier de bovin laitier : 34 t/ha Épandu à la fin juin	
DR15 02300015	3,5	Loam sablo-graveleux	pH tampon : 6,7 P: 175; Al : 607 M.O. : 5,2 % (juin 1999)	1999	Maïs-grain	Lisier de bovin laitier : 34 t/ha, avril Démarreur (6-24-6) : 33,5 l/ha	Labour à l'automne
				2000	Maïs-grain	Lisier de bovin laitier : 31 t/ha, avril Démarreur (6-24-6) : 33,5 l/ha	Labour à l'automne
				2001	Prairie, 2 coupes (> 40 % légumineuses)	Lisier de bovin laitier : 27 t/ha Épandu en mai	Labour à l'automne
DR16 02300016	0,4	Loam sablonneux		1999	Avoine	Fumier de bovin laitier : 22 t/ha	Labour à l'automne
				2000	Prairie, 1 coupe (> 40 % légumineuses)	Fumier de bovin laitier composté : 19 t/ha	
				2001	Prairie, 3 coupes (> 40 % légumineuses)	Fumier de bovin laitier composté : 19 t/ha	

Légende : P = phosphore mesuré avec la méthode Mehlich-3 en kg/ha, Al = teneur en aluminium en mg/kg; M.O. = matière organique

1.3 Méthodes de calcul

Un bilan hydrique a été réalisé en soustrayant aux précipitations mesurées à la station de Honfleur l'évapotranspiration potentielle calculée à l'aide de l'équation de Thornwaite en utilisant les températures moyennes mensuelles à cette station.

Les débits des drains ont été calculés à partir des niveaux d'eau dans les drains à l'aide de l'équation de Manning, en considérant les mesures de débits des drains réalisées en 2001 à l'aide d'un déversoir calibré de type Bowlus et les périodes de faible écoulement des drains. Les débits journaliers de la rivière Boyer Nord à la station expérimentale ont été déterminés par le Centre d'expertise hydrique du Québec à l'aide d'un limnimètre de type Foxboro et de jaugeages. Un seuil jaugeur en forme de « V » à sa base servait de section de contrôle de l'écoulement. Les débits journaliers à la station 02300003 ont été obtenus par calcul en multipliant ceux de la station expérimentale par le rapport des superficies des sous-bassins versants drainé aux stations 02300003 et 02300008.

Les charges de phosphore, d'azote total filtré, de nitrites-nitrates, d'azote ammoniacal et de MES ont été calculées à l'aide du logiciel FLUX (Walker, 1996). Les charges de CF ne sont pas exposées dans la présente étude compte tenu du nombre important de concentrations sous le seuil de 2 UFC/100 ml et de valeurs très élevées qui entraînent une incertitude trop grande dans leur calcul.

2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1 Données sur les précipitations et le débit

La figure 3 présente sur une base mensuelle les précipitations aux stations de Saint-Henri et de Honfleur, le bilan hydrique (précipitations moins évapotranspiration) calculé à la station de Honfleur ainsi que les hauteurs d'eau évacuées par les drains souterrains des parcelles situées à Saint-Henri.

Les quantités d'eau de drainage souterrain les plus importantes ont été obtenues à l'automne 1999 lorsque les précipitations les plus importantes ont été observées à la station de Saint-Henri. Les quantités d'eau drainées les plus faibles ont généralement été obtenues au cours des mois d'été lorsque le bilan hydrique est déficitaire.

Pour la période de mai à novembre 2000, les précipitations mesurées à Saint-Henri (sauf en mai, à Honfleur) ont totalisé 691 mm et la hauteur d'eau collectée par les drains agricoles a atteint 74 mm et 300 mm respectivement pour les parcelles DR14 et DR15. La hauteur d'eau drainée a donc représenté 12 % et 48 % des précipitations. Au cours de la même période en 2001, les précipitations à Saint-Henri ont totalisé 731 mm et la hauteur d'eau collectée par les drains agricoles a atteint 85 mm et 250 mm respectivement pour les parcelles DR14 et DR15, soit 12 % et 34 % des précipitations. Ces précipitations se situent sous la normale de 1970 à 1999 à la station de Honfleur, qui est de 754 mm pour les mois de mai à novembre.

Le pourcentage de l'eau des précipitations collectée par les drains de la parcelle DR15 (48 %) est un peu supérieur à celui obtenu par Piché et Gangbazo (1991) pour quatre champs sur loam sablo-graveleux. Dans leur étude, ce pourcentage a varié, selon les années et les champs, de 17 % à 37 % pour la période de mai à novembre, avec des précipitations un peu au-dessus de la normale. La mesure en continu des débits dans la présente étude, qui permet d'intégrer les pointes de courte durée, peut expliquer les pourcentages plus élevés que ceux obtenus par Piché et Gangbazo (1991) pour des types de sols comparables, le calcul de la hauteur d'eau drainée ayant été réalisé dans leur étude à l'aide de mesures ponctuelles des débits au moment de l'échantillonnage.

2.2 Qualité de l'eau des drains agricoles

Les concentrations médianes de nitrites-nitrates des eaux de drainage souterrain pour toute la période de suivi ont été de 0,8 mg N/l pour la parcelle DR14, 6,4 mg N/l pour la parcelle DR15 et 11,5 mg N/l pour la parcelle DR16. Les concentrations les plus élevées ont été observées au printemps et à l'automne. La figure 4 permet de voir que les parcelles DR15 et DR16 contribuent à augmenter les concentrations dans la rivière Boyer Nord alors que la parcelle DR14 contribue à les diminuer. Le critère de 10 mg NO₃-N/l pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) du MDDEP (2009) a été dépassé pour 63 % des échantillons de la parcelle DR16 et 2 % des échantillons de la parcelle DR15, mais n'a pas été dépassé pour les échantillons de la parcelle DR14. Dans l'eau de la rivière, des dépassements ont été observés uniquement à la station munie d'un échantillonneur automatique le 26 juin 2000 et les 29 et 30 mai 2001, ce qui suggère que les dépassements sont ponctuels et surviennent lors d'événements de pluie particuliers.

Par contre, le critère en révision de 2,9 mg NO₃-N/l pour la protection de la vie aquatique (MDDEP, 2009) a été dépassé pour près de 15 % des mesures effectuées dans les eaux de drainage souterrain de la parcelle DR14 et pour plus de 95 % des mesures dans le cas des parcelles DR15 et DR16. Les concentrations de nitrites-nitrates de l'eau de la rivière demeurent généralement élevées et dépassent ce critère un peu plus de la moitié du temps ce qui suggère une influence importante des eaux de drainage souterrain. L'azote total filtré recueilli de l'eau de drainage souterrain est composé essentiellement de nitrates et suit un comportement identique aux nitrates.

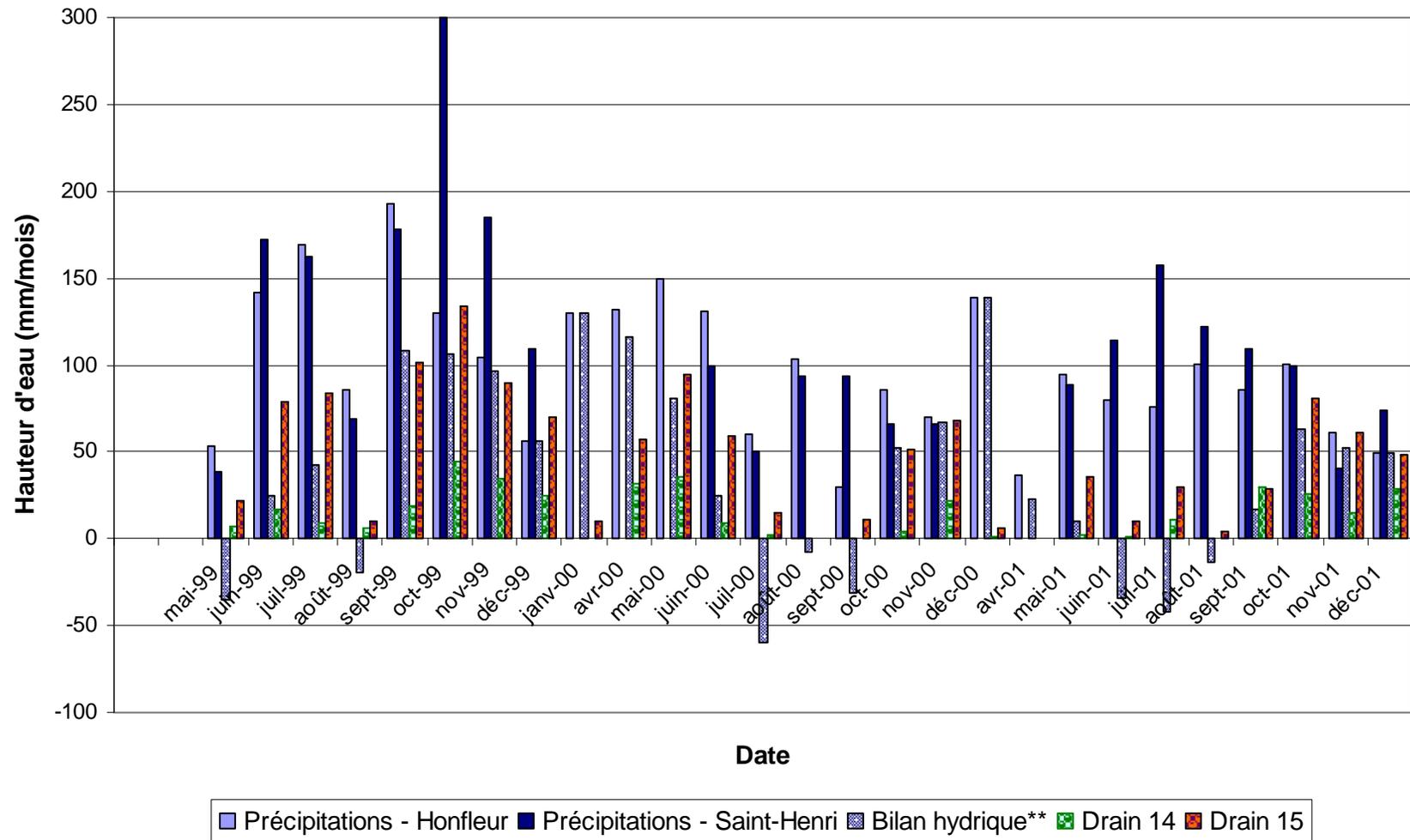


Figure 3 Précipitations, bilan hydrique et hauteurs d'eau évacuées par les drains agricoles

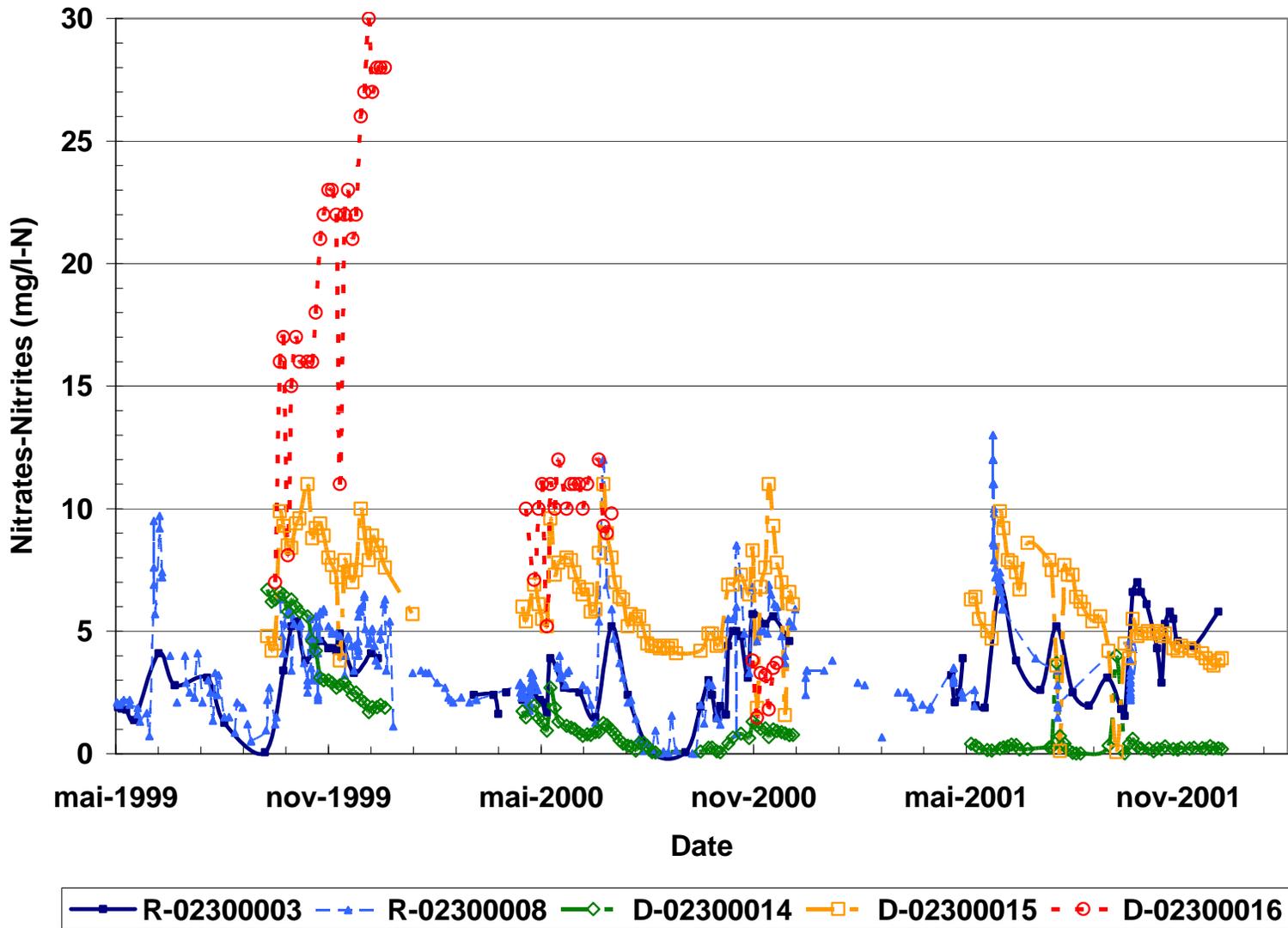


Figure 4 Concentration de nitrates-nitrites aux stations de la rivière Boyer Nord

Les concentrations d'azote ammoniacal dans l'eau de drainage souterrain des trois parcelles sont demeurées sous la limite de détection de 0,02 mg N/l dans plus de la moitié des échantillons analysés et aucun n'a excédé le critère du MDDEP (2009) de 0,2 mg N/l pour la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques).

Les concentrations de phosphore total dans l'eau de drainage souterrain des trois parcelles sont également demeurées sous la limite de détection de 0,02 mg/l plus de la moitié du temps. Par contre, le critère de 0,03 mg/l du MDDEP (2009) pour la protection de la vie aquatique a été dépassé pour 2 %, 7 % et 12 % des échantillons et les concentrations maximales observées ont été de 0,08 mg/l, 0,29 mg/l et 0,55 mg/l pour les parcelles DR14, DR15 et DR16 respectivement. Les concentrations moyennes obtenues, soit 0,013, 0,017 et 0,028 mg/l pour ces trois parcelles respectivement, sont plus faibles que celles mesurées par Simard (1998) dans l'eau de drainage souterrain du bassin versant de la rivière Boyer, qui ont varié selon les séries de sol de 0,050 à 0,100 mg/l pour les exploitations laitières sur fumier solide et de 0,310 à 0,360 mg/l pour les exploitations mixtes (laitières et porcines) sur fumier liquide.

Les concentrations de MES dans l'eau de drainage souterrain des trois parcelles sont aussi demeurées sous la limite de détection de 2 mg/l pour plus de la moitié des mesures effectuées. Les concentrations maximales observées ont été de 71 mg/l, 400 mg/l et 87 mg/l pour les parcelles DR14, DR15 et DR16 respectivement.

Les concentrations de CF dans l'eau de drainage souterrain des trois parcelles sont demeurées sous la limite de 2 UFC/100 ml pour plus des trois quarts des mesures effectuées. Le critère de 1 000 UFC/100 ml pour les activités de contact secondaire comme la pêche (MDDEP, 2009) a été dépassé pour moins de 2 % des échantillons et le critère de 100 UFC/100 ml pour l'irrigation (CCME, 2005) pour moins de 5 % des échantillons. Les concentrations maximales observées ont été de 6 000 UFC/100 ml, 2 300 UFC/100 ml et 50 UFC/100 ml pour les parcelles DR14, DR15 et DR 16 respectivement. Elles sont comparables à celles obtenues par Piché et Gangbazo (1991).

Les résultats de la période de mai à octobre 2000, où le calendrier d'échantillonnage à la station 02300008 était semblable à celui de l'eau de drainage, mettent en évidence des fréquences de dépassement du critère de qualité de l'eau pour les activités de contact secondaire importantes en rivière (27 %) et nulles pour l'eau de drainage. Les résultats de la présente étude suggèrent en outre que les eaux de drainage souterrain de ces parcelles contribuent rarement à la contamination bactériologique généralement observée de l'eau de la rivière Boyer Nord, comme l'illustre la figure 5.

2.3 Charges d'azote, de phosphore et de MES des eaux de drainage souterrain

Les charges spécifiques des eaux de drainage agricole pour les parcelles DR14 et DR15 sont présentées au tableau 2, selon les saisons et les années. Les charges printanières ont atteint 12 kg N/ha pour les nitrites-nitrates et l'azote total, 0,023 kg N/ha pour l'azote ammoniacal, 0,016 kg/ha pour le phosphore total et près de 8,5 kg/ha pour les MES. À l'été, les charges ont été plus faibles, atteignant environ 6 kg N/ha pour les nitrites-nitrates et l'azote total, 0,01 kg N/ha pour l'azote ammoniacal, 0,01 kg/ha pour le phosphore total et 0,9 kg/ha pour les MES. Les charges les plus élevées ont généralement été mesurées à l'automne, atteignant en 1999 près de 35 kg N/ha pour les nitrites-nitrates et l'azote total, 0,09 kg N/ha pour l'azote ammoniacal, 0,06 kg/ha pour le phosphore total et 42 kg/ha pour les MES. Les charges annuelles ont varié, selon les parcelles, de 0,5 à plus de 35 kg N/ha pour les nitrites-nitrates et l'azote total filtré, de 0,01 à plus de 0,09 kg N/ha pour l'azote ammoniacal, de 0,01 à plus de 0,06 kg/ha pour le phosphore total et de 1,4 à plus de 42 kg/ha pour les MES.

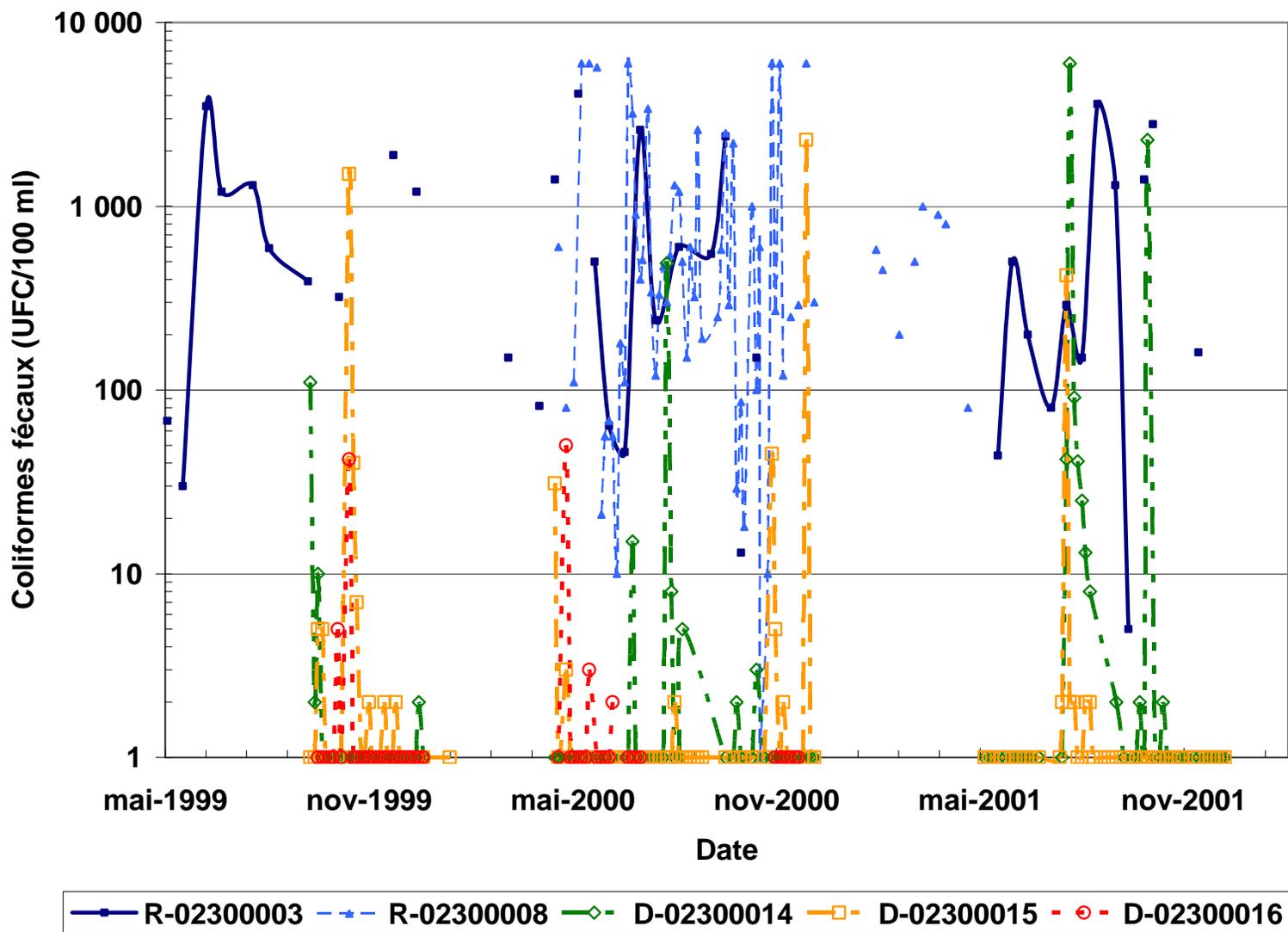


Figure 5 Concentration de coliformes fécaux aux stations de la rivière Boyer Nord

Tableau 2 Charge spécifique en azote, phosphore et MES des eaux de drainage agricole (kg/ha)

Site	Saison	NO ₂ -NO ₃ -N			NH ₄ -N			N total			P total			MES		
		1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001
DR14	P	--	1,34	0,009	--	0,009	0,000	--	1,33	0,012	--	0,015	0,000	--	8,45	0,050
	E	--	0,090	0,13	--	0,004	0,002	--	0,10	0,14	--	0,001	0,002	--	0,093	0,17
	A	4,09	0,26	0,35	0,032	0,003	0,010	4,35	0,29	0,35	0,010	0,003	0,013	2,17	2,88	1,21
	Mai-octobre	--	0,77	0,32	--	0,019	0,006	--	0,83	0,35	--	0,013	0,006	--	1,15	0,83
	Année*	--	1,69	0,49	--	0,016	0,012	--	1,72	0,50	--	0,019	0,015	--	11,4	1,43
DR15	P	--	12,1	2,82	--	0,023	0,010	--	12	2,92	--	0,016	0,007	--	3,39	2,87
	E	--	5,83	1,13	--	0,013	0,004	--	6,09	3,30	--	0,007	0,004	--	0,74	0,89
	A	34,4	6,96	10,5	0,086	0,029	0,029	35,1	10	9,46	0,057	0,029	0,029	42,5	4,40	2,17
	Mai-octobre	--	17,8	9,77	--	0,040	0,025	--	18	11,3	--	0,027	0,022	--	5,37	5,11
	Année*	--	24,9	14,4	--	0,066	0,044	--	28,1	15,7	--	0,052	0,040	--	8,54	5,94

P = printemps (17 avril - 14 juin 2000; 8 mai - 14 juin 2001)

E = été (15 juin - 14 septembre)

A = automne (15 septembre - 14 décembre)

-- = données non disponibles ou insuffisantes pour calculer une charge saisonnière

* : période du 17 avril au 7 décembre 2000 et du 8 mai au 13 décembre 2001

Dans le cas des nitrates, les apports annuels des eaux de drainage sont comparables à ceux obtenus, pour des champs cultivés en prairies ou en maïs et fertilisés avec du fumier de bovin, par Piché et Gangbazo (1991) sur un loam sablo-graveleux à Saint-Isidore, qui ont varié de 2,4 à 14 kg N/ha et par Giroux et Royer (2006a; 2006b) sur un loam limoneux à Saint-Lambert, qui ont varié de 1,9 à 56 kg N/ha. Les concentrations de nitrates plus élevées de l'eau de drainage souterrain de la parcelle DR16 ne permettent pas de conclure à une charge plus élevée puisque les débits n'y ont pas été mesurés sauf à une occasion en novembre, et que lors de cette mesure, son débit spécifique était comparable à celui de la parcelle DR14 et près de deux fois plus faible que celui de la parcelle DR15.

Les apports présentés au tableau 2 se comparent aussi à ceux de Piché et Gangbazo (1991) pour le phosphore total, qui ont varié de 0,03 à 0,05 kg/ha, et pour l'azote ammoniacal, qui ont varié de 0,04 à 0,07 kg N/ha. Ils sont toutefois inférieurs à ceux obtenus par Giroux et Royer (2006a; 2006b) qui ont varié de 0,32 à 1,0 kg/ha pour le phosphore total et de 0,10 à 0,85 kg N/ha pour l'azote ammoniacal.

Les charges annuelles obtenues dans la présente étude sont sous-estimées compte tenu de l'absence d'échantillonnage et de mesure des débits des drains aux parcelles DR14 et DR15 de la mi-décembre à la mi-avril ou à la mi-mai, selon l'année.

2.4 Comparaison des charges spécifiques estivales des drains et de la rivière Boyer Nord

La comparaison des charges spécifiques mesurées aux drains et dans la rivière Boyer Nord pour des périodes identiques évite un biais à cause des données manquantes de décembre à mai. La charge spécifique en nitrites-nitrates et en azote total filtré de l'eau de drainage de la parcelle DR15 est nettement supérieure à celle de la rivière Boyer Nord pour la période de mai à octobre 2000 et légèrement inférieure en 2001, ce qui montre l'importance de la contribution de ce type de parcelle à la contamination de la rivière par les nitrates (figure 6). Par contre, la charge spécifique de la parcelle DR14 est beaucoup plus faible que celle de la rivière Boyer Nord ce qui suggère que les parcelles de ce type contribuent à réduire la concentration de nitrates dans la rivière. Dans le cas de l'azote ammoniacal, du phosphore et des MES, la charge spécifique des drains des parcelles DR14 et DR15 est également beaucoup plus faible que celle de la rivière Boyer Nord (figures 7 et 8).

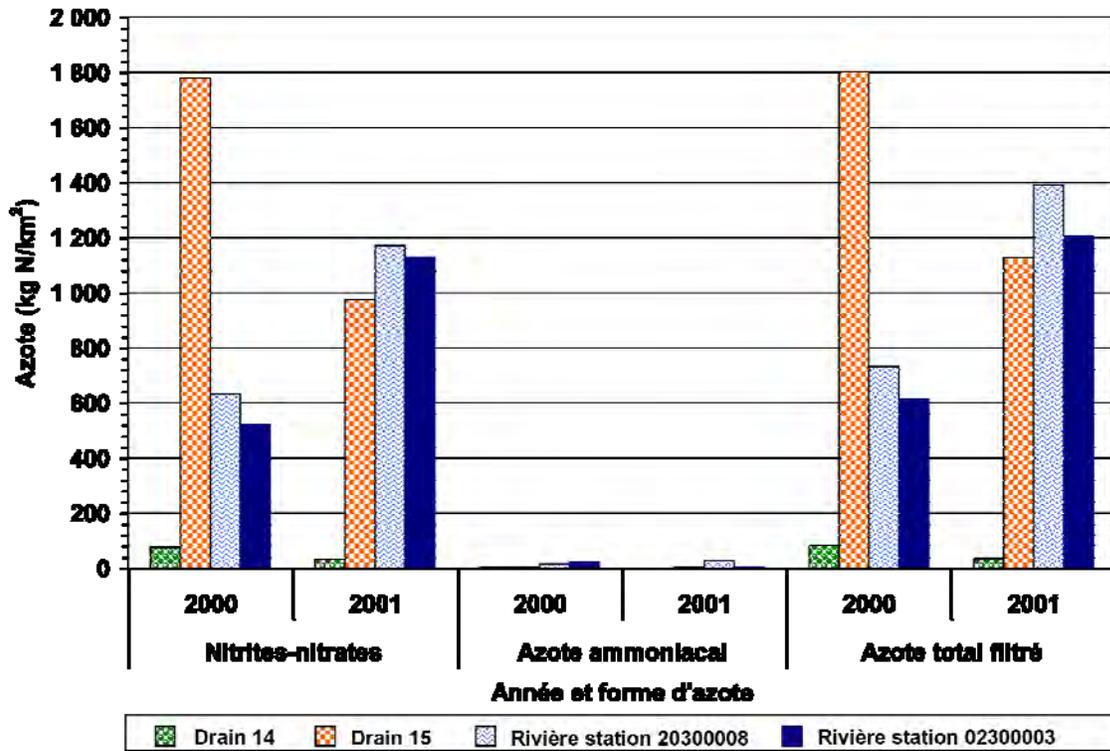


Figure 6 Charge spécifique d'azote des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre

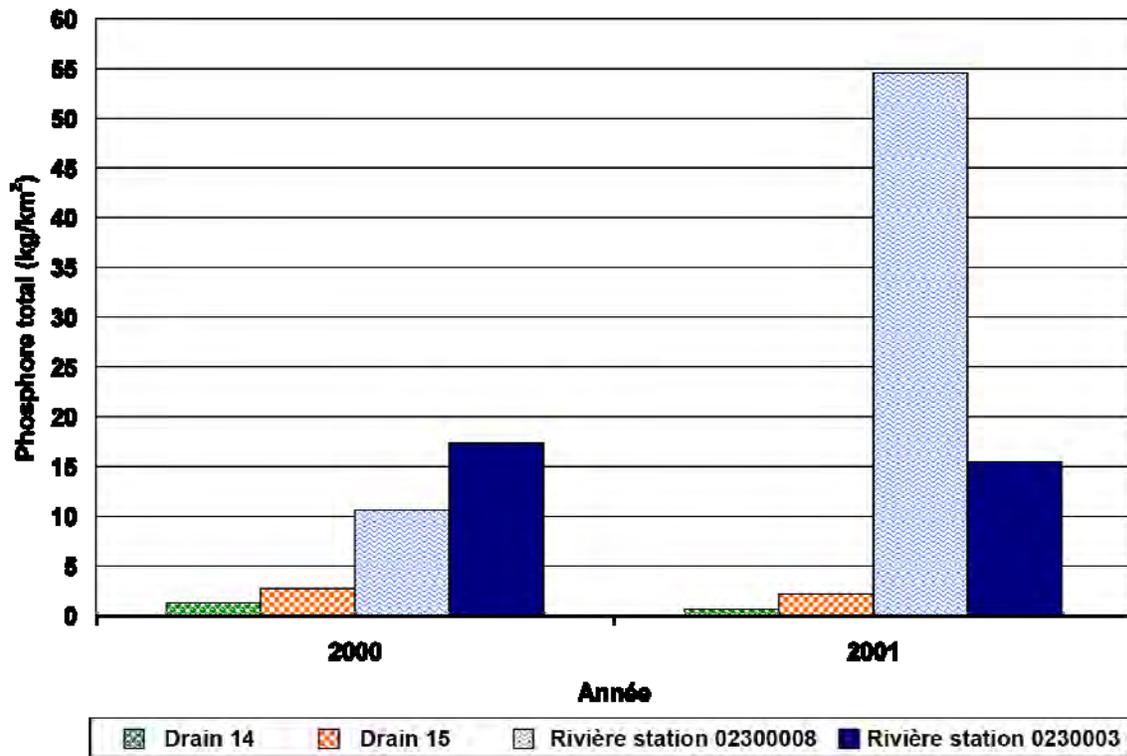


Figure 7 Charge spécifique de phosphore des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre

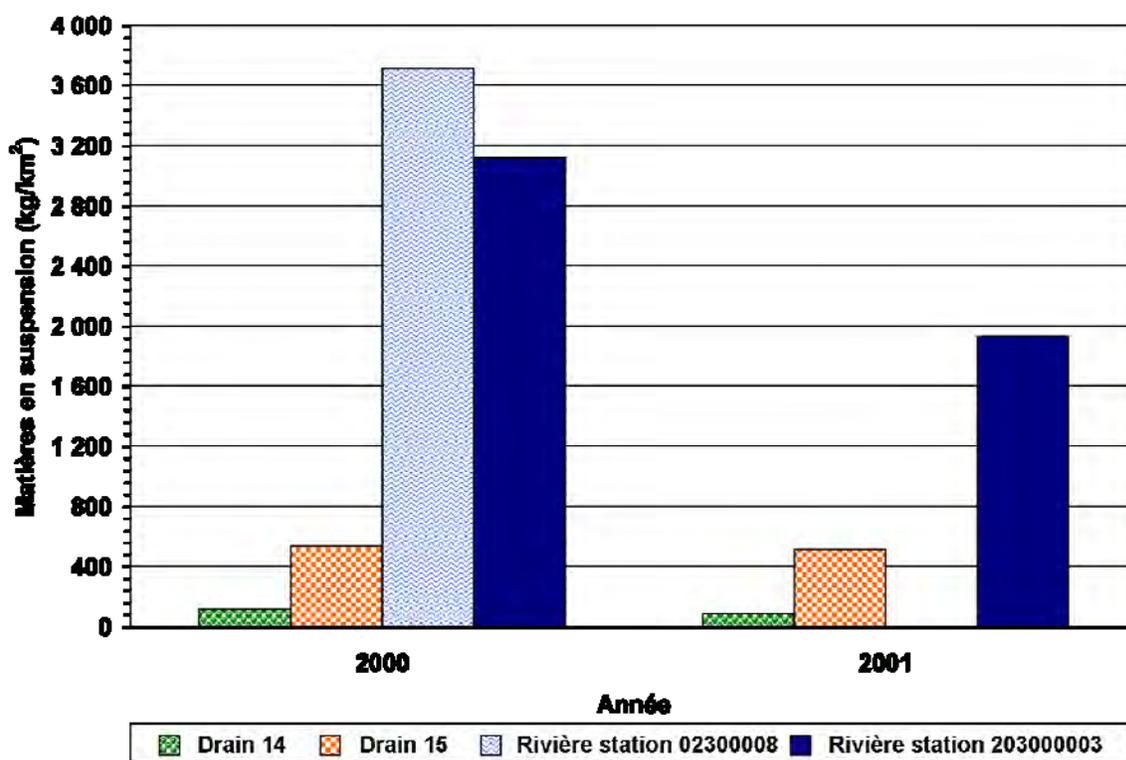


Figure 8 Charge spécifique de MES des drains et de la rivière Boyer Nord de mai à octobre

2.5 Estimation de la contribution des drains à la contamination de la rivière Boyer Nord

Les charges spécifiques de contaminants des parcelles DR14 et DR15 (tableau 2) permettent d'estimer la contribution des eaux de drainage souterrain à la contamination de la rivière Boyer Nord en attribuant aux superficies drainées souterrainement du sous-bassin versant la charge de l'une ou l'autre de ces deux parcelles selon leurs caractéristiques principales. L'estimation de cette contribution a été calculée à l'aide de l'équation suivante :

$$P_{dr} = \frac{SDR_{BV} * (P_{DR14} * CS_{DR14} + P_{DR15} * CS_{DR15})}{CT_{BV}} * 100 \quad (1)$$

où P_{dr} est la contribution des eaux de drainage souterrain à la contamination de la rivière en %; SDR_{BV} est la superficie du sous-bassin versant en drainage souterrain en hectare; P_{DR14} et P_{DR15} sont les pourcentages des superficies drainées du sous-bassin pour lesquels les charges spécifiques des parcelles DR14 et DR15 sont respectivement attribuées; CS_{DR14} et CS_{DR15} sont les charges spécifiques des drains des parcelles DR14 et DR15 (obtenues du tableau 2) en kg/ha et CT_{BV} est la charge calculée de contaminant dans la rivière en kg, pour la période considérée pour l'eau de drainage.

La superficie considérée pour SDR_{BV} , obtenue de la figure 1, est de 9,95 ha à la station 02300008 (site ST08) et 14,69 ha à la station 02300003 (site ST03). L'attribution des charges spécifiques des parcelles DR14 et DR15 aux superficies drainées du sous-bassin (P_{DR14} et P_{DR15}) s'est faite selon deux scénarios, l'un selon les classes de drainage des sols et l'autre selon les cultures.

Dans le premier scénario, le loam sableux de la parcelle DR14 est considéré comme représentatif des sols compris dans les classes de drainage « imparfaitement bien drainés » à « très mal drainés » et le loam sablo-graveleux de la parcelle DR15, des sols classés « bien » à « très rapidement drainés » (Tabi et

autres, 1990). La charge spécifique de la parcelle DR14 a été attribuée respectivement à 45 % et à 51 % des terres drainées aux stations ST08 et ST03 et celle de la parcelle DR15 à 55 % et à 49 % des terres drainées de ces sous-bassins, sur la base des superficies dans chaque classe de drainage établies à l'aide des données cartographiques de l'IRDA (2008) présentées à la figure 2.

Dans le second scénario, la charge spécifique de la parcelle DR15 (cultivée en maïs en 1999 et 2000) est considérée comme représentative des parcelles drainées cultivées en maïs dans les deux sous-bassins et celle de la parcelle DR14 (cultivée en prairie), des autres cultures. La culture du maïs représente respectivement 40 % et 37 % des superficies cultivées en amont des stations ST08 et ST03, contre près de 50 % pour les prairies et les pâturages améliorés et 10 % pour les céréales, selon une compilation des données de la fiche d'enregistrement des exploitations agricoles 2001 du MAPAQ (Pierre Beaudet, MAPAQ, Communication personnelle, 2002).

Les contributions des eaux de drainage souterrain obtenues à l'aide de l'équation 1 sont présentées au tableau 3. La fréquence d'échantillonnage plus élevée et contrôlée par le débit à la station 02300008 (site ST08) donne des charges calculées plus élevées que celles de la station 02300003 (site ST03) échantillonnée aux deux semaines, ce qui conduit à des contributions estimées de l'eau de drainage souterrain plus faibles. La contribution réelle des drains se situe vraisemblablement entre les valeurs à ces deux stations compte tenu de la fréquence d'échantillonnage hebdomadaire des drains. Les valeurs supérieures à 100 % à la station ST03, obtenues en 1999 pour les nitrates et l'azote total dans le premier scénario, suggèrent toutefois que les valeurs obtenues pour le site ST08 sont plus près de la réalité.

Le pourcentage d'eau de drainage souterrain par rapport au total de l'eau exportée des parcelles avec drainage souterrain par ruissellement et drainage a été estimé pour la période du 17 avril au 7 décembre 2000, en considérant que le débit mesuré en rivière est proportionnel aux superficies avec drainage. Il représente, pour les sites ST08 et ST03 respectivement, 103 % et 95 % pour le premier scénario contre 87 % et 82 % pour le second scénario. Ce résultat suggère que le scénario selon les sols tend à surestimer l'apport des drains. Par contre, le scénario selon sur les cultures devrait sous-estimer cet apport puisque la contribution des cultures autres que le maïs, soit celle des prairies et des céréales, a été estimée à l'aide des charges spécifiques de la parcelle DR14 cultivée en prairies, cette culture étant généralement moins polluante que celle des céréales. La contribution réelle des drains se situe donc vraisemblablement entre les valeurs obtenues pour ces deux scénarios.

Les classes de drainage des sols et les cultures ne sont pas les seuls facteurs qui influencent les apports des parcelles avec drainage souterrain dans le sous-bassin. Les limites présentées au tableau 3 pour deux scénarios et deux sites fournissent cependant une indication valable de l'ordre de grandeur de la contribution des eaux de drainage souterrain.

2.5.1 Les nitrites-nitrates et l'azote total filtré

Les charges annuelles estimées de nitrites-nitrates et d'azote total filtré provenant des eaux de drainage souterrain dans le sous-bassin de la rivière Boyer Nord représentent environ la moitié (de 40 % à 60 %) de la charge de la rivière et varient de 13 % à près de 100 % selon les saisons (tableau 3). Le débit annuel d'eau de drainage souterrain, estimé selon la même approche, représente pour l'année 2000 environ le tiers (de 31 % à 39 %, selon le scénario et la station) du débit de la rivière, ce qui suggère un lien avec le transport des nitrates. Dans leur étude sur le comportement de l'azote dans le bassin versant de la rivière Boyer Nord, Gangbazo et autres (2003) soulignent également l'importance du drainage souterrain comme voie de transport des nitrates. D'autres études ont aussi mis en évidence le potentiel accru de contamination des cours d'eau par les nitrates provenant du drainage souterrain, compte tenu de la solubilité de ce contaminant (Gangbazo et autres, 1997; Evans et autres, 1996). L'étude de Turmel et autres (1998) a notamment montré que de 10 % à 30 % des nitrates mesurés dans le ruisseau Turmel, à Sainte-Marie, provenaient des systèmes de drainage souterrain de parcelles qui occupent environ 20 % du territoire et dont les sols sont surtout des loams sableux fins comportant un mauvais drainage naturel.

Tableau 3 Pourcentage de l'azote, du phosphore et des MES de la rivière Boyer Nord provenant de l'eau de drainage souterrain estimé à l'aide de l'équation 1

Site	Saison	NO ₂ -NO ₃ -N			NH ₄ -N			N total			P total			MES		
		1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001	1999	2000	2001
Scénario selon les sols : DR15 représentatif des sols bien drainés (55 % ST08; 49 % ST03) et DR14 des autres sols																
ST08	P	--	62	15	--	4	2	--	47	13	--	5	3	--	4	--
	E	--	58	--	--	10	--	--	59	--	--	5	--	--	5	--
	A	94	45	--	14	28	--	86	58	--	2	9	--	2	5	--
	Mai-octobre	--	57	17	--	7	2	--	51	16	--	7	1	--	3	--
	Année *	--	55	--	--	7	--	--	53	--	--	6	--	--	4	--
ST03	P	--	71	--	--	3	--	--	48	--	--	3	--	--	4	--
	E	--	53	15	--	10	7	--	93	40	--	5	3	--	7	3
	A	114	48	23	22	19	17	105	60	19	9	12	7	31	15	5
	Mai-octobre	--	71	18	--	6	10	--	61	19	--	5	4	--	4	6
	Année *	--	59	--	--	5	--	--	58	--	--	5	--	--	6	--
Scénario selon les cultures : DR15 représentatif du maïs (40 % ST08; 37 % ST03) et DR14 des autres cultures																
ST08	P	--	48	--	--	3	--	--	37	--	--	5	--	--	4	--
	E	--	43	--	--	8	--	--	43	--	--	4	--	--	4	--
	A	74	33	--	12	22	--	67	43	--	1	7	--	2	4	--
	Mai-octobre	--	43	--	--	7	--	--	38	--	--	6	--	--	3	--
	Année *	--	42	--	--	6	--	--	40	--	--	5	--	--	4	--
ST03	P	--	57	--	--	2	--	--	38	--	--	3	--	--	5	--
	E	--	41	--	--	8	--	--	71	--	--	4	--	--	6	--
	A	92	37	--	19	15	--	85	46	--	7	9	--	24	14	--
	Mai-octobre	--	55	--	--	5	--	--	47	--	--	4	--	--	4	--
	Année *	--	46	--	--	4	--	--	45	--	--	4	--	--	6	--

P = printemps (17 avril - 14 juin 2000; 8 mai - 14 juin 2001)

E = été (15 juin - 14 septembre)

A = automne (15 septembre - 14 décembre)

-- = données non disponibles ou insuffisantes pour calculer une charge saisonnière

* : période du 17 avril au 7 décembre 2000

Le protocole d'échantillonnage hebdomadaire des drains retenu dans la présente étude est adapté pour les formes d'azote solubles comme les nitrates et les résultats sont transposables à des sites présentant des caractéristiques semblables. Par contre, le suivi d'un plus grand nombre de drains permettrait une meilleure estimation de la contribution des eaux de drainage souterrain.

Les résultats de la présente étude dans le sous-bassin de la rivière Boyer Nord confirment néanmoins que le drainage souterrain constitue la principale voie de transport des nitrates et de l'azote total filtré vers ce cours d'eau et contribue à expliquer les concentrations élevées observées dans cette rivière et dans la rivière Boyer. La rivière Boyer Nord contribue également à l'apport en nitrates des tributaires du fleuve Saint-Laurent qui pourrait expliquer en partie le phénomène d'hypoxie observé dans l'estuaire du fleuve (PSL, 2009).

Afin de diminuer les concentrations de nitrates dans la rivière Boyer Nord et ses affluents, une attention particulière devrait être portée à la fertilisation azotée et au choix des cultures. Gangbazo et autres (1997) ont en effet mesuré des apports annuels de nitrates dans les eaux de drainage souterrain environ six fois plus élevés pour la culture du maïs que pour des prairies ayant reçu une fertilisation azotée trois fois moindre. Drury et autres (2009) ont également observé, pour des cultures de maïs et de soya en Ontario, que les pertes de nitrates dans les drains dépendent de l'apport de fertilisation azotée.

D'autres méthodes pourraient permettre de diminuer les apports de nitrates dans les eaux de drainage souterrain. Drury et autres (2009) ont observé une réduction significative des volumes d'eau de drainage (30 % en moyenne) et des pertes de nitrates vers les drains (de 31 % à 44 %) par un contrôle du drainage souterrain. Cette méthode, dont l'efficacité a été confirmée par d'autres études, est utilisée notamment aux États-Unis (Madramootoo et autres, 2007; FAO, 1997). L'utilisation de réacteurs à la sortie des drains a aussi permis d'enlever un peu plus de la moitié des nitrates des eaux de drainage, selon une étude réalisée aux États-Unis (Jaynes et autres, 2008). Une étude ontarienne a conduit à un résultat semblable, mais a aussi mis en évidence une hausse de l'azote ammoniacal (Robertson et autres, 2000). L'efficacité de ces autres méthodes devrait être vérifiée pour les conditions du Québec en tenant compte d'une augmentation possible des pertes par ruissellement d'autres contaminants comme le phosphore et des autres impacts sur l'environnement, par exemple les émissions atmosphériques de composés azotés.

2.5.2 Le phosphore, les MES et l'azote ammoniacal

Dans le cas du phosphore, des MES et de l'azote ammoniacal, les charges annuelles estimées provenant des eaux de drainage souterrain représentent moins de 10 % de la charge mesurée en rivière et varient de 1 % à 31 % selon les saisons (tableau 3). Dans leur étude sur le transport des sédiments en suspension et du phosphore dans le bassin versant de la rivière Boyer Nord, Gangbazo et autres (2002) soulignent également l'importance du ruissellement de surface comme voie de transport du phosphore. D'autres études ont aussi montré que le phosphore, l'azote ammoniacal et les MES sont transportés davantage par le ruissellement que par le drainage souterrain (Gangbazo et autres, 1997; Evans et autres, 1996). Turmel et autres (1998) ont estimé à moins de 5 % la contribution des systèmes de drainage souterrain à la charge de phosphore et d'azote ammoniacal mesurée dans le ruisseau Turmel, à Sainte-Marie. Les parcelles drainées occupaient environ 20 % du territoire et comportaient surtout des loams sableux fins comportant un mauvais drainage naturel.

Toutefois, les résultats de Simard (1998) suggèrent que les apports de phosphore par les drains pourraient être plus élevés que ceux présentés dans les tableaux 2 et 3. Dans les eaux de drainage souterrain du bassin versant de la rivière Boyer, il a mesuré, pour des systèmes de production comparables aux parcelles DR14 et DR15 fertilisées avec des déjections bovines (sur fermes laitières et sur sols sableux), des concentrations moyennes de phosphore de deux à trois fois plus élevées que celles de la présente étude. Ses résultats montraient aussi des concentrations environ six fois plus élevées pour des sols loameux ou argileux sur des fermes laitières et de 15 à 30 fois plus élevées pour les systèmes de production comportant un élevage porcin peu importe le type de sol. Or, les élevages porcins représentent près des deux tiers des unités animales du sous-bassin versant de la rivière Boyer Nord contre seulement le quart pour les élevages bovins.

Cependant, l'absence de mesure des débits, et par conséquent de calcul de charges, dans l'étude de Simard (1998), empêche de mieux quantifier la contribution des apports de phosphore par les drains dans la rivière Boyer. Les trois séries de sol de son étude couvrant une partie importante du bassin versant, leur classe de drainage (Tabi et autres, 1990) peut néanmoins fournir une indication sur l'ordre de grandeur des débits. Ainsi, la série de sols argileux Kamouraska, classifiée « mal drainés », devrait évacuer un plus faible débit d'eau de drainage souterrain, comme la parcelle DR14. Le loam sablo-graveleux Saint-André, classifié de « bien drainé » à « très rapidement drainé » devrait par contre présenter un drainage comparable à celui de la parcelle DR15 alors que le loam Saint-Nicolas, classifié « bien drainé », devrait présenter un drainage intermédiaire.

Des études sur d'autres bassins versants au Québec confirment que la contribution des eaux de drainage souterrain peut représenter une proportion importante des exportations de phosphore des champs. Cette contribution a représenté en moyenne près de 40 % pour deux champs en Montérégie, l'un sur sol argileux et l'autre sur sol sableux (Enright et Madramootoo, 2004; Jamieson et autres, 2003; Simard et autres, 2004), et près de 95 % pour neuf parcelles supportant différentes cultures et fertilisation pour un loam limoneux à Saint-Lambert (Goulet et autres, 2006). L'écoulement préférentiel, qui représente une voie d'exportation importante vers les drains souterrains pour certains types de sol (Beaudet et autres, 2008), contribue à expliquer les exportations importantes de phosphore qu'ils ont observées. Ce type d'écoulement doit aussi être considéré pour certains sols dans le bassin versant de la rivière Boyer (Simard et Beauchemin, 2002).

Le protocole d'échantillonnage hebdomadaire des drains retenu dans la présente étude a permis de mesurer un nombre limité d'échantillons présentant des concentrations de MES, de phosphore ou d'azote ammoniacal dans l'eau de drainage des parcelles DR14 et DR15 supérieures aux limites de détection des méthodes d'analyse. Un échantillonnage ponctuel et proportionnel au débit à la suite des épandages de déjections animales et des précipitations suivant l'épandage permettrait de mesurer les pointes de concentration des composés toxiques comme l'azote ammoniacal. Un échantillonnage composite permettrait une meilleure évaluation des charges exportées par les drains. Le suivi de la qualité de l'eau et des débits d'un plus grand nombre de drains couvrant des champs de fermes porcines et bovines et davantage de types de sol et de cultures permettrait une meilleure estimation de la contribution des eaux de drainage souterrain.

Les résultats de la présente étude dans le sous-bassin de la rivière Boyer Nord tendent néanmoins à confirmer que le ruissellement constitue la principale voie de transport des MES, du phosphore et de l'azote ammoniacal des champs vers ce cours d'eau. La rivière Boyer Nord contribue également aux concentrations élevées de MES et de phosphore mesurées dans la rivière Boyer, qui pourraient expliquer en partie la disparition de la frayère d'éperlan arc-en-ciel. L'effet répulsif de substances dérivées du lisier de porc est aussi une hypothèse proposée par Trecia (1999) pour expliquer l'absence de ce poisson dans la rivière Boyer au cours de sa période de fraye, qui peut s'étendre de la fin avril à la mi-mai (Guy Trecia, ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, communication personnelle, 2010). L'importance des épandages de lisier d'élevages porcins, tôt au printemps, sur certaines cultures comme le maïs et leur transport possible par ruissellement ou par écoulement préférentiel vers les drains souterrains, pour certains sols, incitent à considérer ces facteurs.

Afin de diminuer les concentrations de MES et de phosphore dans la rivière Boyer Nord et ses affluents, une attention particulière devrait être portée aux pratiques culturales pour contrôler l'érosion des cultures plus à risque comme le maïs. Par son effet sur la réduction du ruissellement de l'eau, l'amélioration du drainage souterrain peut contribuer à réduire l'érosion des sols et les apports de phosphore vers la rivière (Simard et autres, 2000; Turtola, 2009; Beaudet et autres, 2008; Enright et Madramootoo, 2004). L'effet global du drainage souterrain sur le dépassement des critères de qualité de l'eau pour le phosphore en période estivale et sur l'eutrophisation est moins évident puisque les épisodes de ruissellement sont généralement peu fréquents et de courte durée au cours de cette période. Une limitation de la fertilisation phosphatée pour contrôler les teneurs en phosphore des sols et les pertes de cet élément vers la rivière par ruissellement et drainage souterrain s'avère aussi nécessaire. Dans le cas des sols sujets aux

écoulements préférentiels, le travail du sol devrait être réalisé de façon à limiter les pertes de phosphore et les apports directs de déjections animales par le drainage souterrain.

D'autres moyens complémentaires comme l'implantation de bandes riveraines ou le contrôle du drainage souterrain peuvent également être envisagés. Il importe cependant de considérer l'effet global des moyens retenus sur la qualité de l'eau de la rivière puisqu'un moyen peut avoir pour effet de diminuer l'apport d'un contaminant dans l'eau de drainage et de l'augmenter dans l'eau de ruissellement ou encore de réduire l'apport global d'un contaminant à la rivière mais d'augmenter l'apport d'un autre contaminant.

2.5.3 Les coliformes fécaux

La stratégie d'échantillonnage ponctuel hebdomadaire retenue dans la présente étude n'était pas bien adaptée pour évaluer les charges de bactéries exportées par les drains souterrains. Cette lacune a empêché d'estimer la contribution des drains à la contamination bactériologique de la rivière Boyer Nord. Des études réalisées en Ontario, en Nouvelle-Écosse et dans l'état de New York ont montré que la partie la plus importante de la contamination bactériologique des eaux de drainage souterrain se produit dans les heures suivant l'épandage de déjections animales (Coelho et autres, 2007; Stratton et autres, 2008; Scott et autres, 1998). L'épandage peu de temps avant des précipitations ou lorsque les drains coulent, l'utilisation de déjections fraîchement entreposées et la présence de fentes de retrait dans le sol sont divers facteurs qui peuvent accroître le transport des bactéries d'origine fécale par le drainage souterrain (Jamieson et autres, 2002). Un suivi sur une plus large gamme de champs, de types de sols et de productions animales, davantage synchronisé avec les épandages de déjections animales et les précipitations, aiderait à quantifier la contribution du drainage souterrain à la contamination bactériologique de la rivière Boyer.

Les résultats de la présente étude suggèrent néanmoins que le ruissellement pourrait constituer la principale voie de transport des bactéries vers ce cours d'eau et contribuer à expliquer les concentrations élevées de CF qu'on y trouve. Une contribution des drains aux charges en rivière inférieure à 1 %, comme celle obtenue pour le ruisseau Turmel (Turmel et autres, 1998) serait réaliste pour la rivière Boyer Nord. La rivière Boyer Nord contribue également aux concentrations élevées de CF mesurées dans la rivière Boyer, ce qui augmente les risques liés aux usages comme l'abreuvement du bétail, l'irrigation ou les activités de contact secondaire comme la pêche sportive.

Le drainage souterrain, en favorisant l'évacuation de l'eau par infiltration dans le sol au détriment du ruissellement, devrait diminuer les apports des bactéries attachés aux particules de sol. Toutefois, l'effet global du drainage souterrain sur le dépassement des critères de qualité de l'eau pour les CF en été est moins évident puisque les épisodes de ruissellement sont généralement peu fréquents et de courte durée au cours de cette saison. L'utilisation de diverses mesures pour réduire l'apport de bactéries provenant des déjections animales dans les champs drainés, comme l'entreposage de durée suffisante avant l'épandage, le retrait des animaux des cours d'eau, l'épandage par temps sec et le contrôle des fentes de retrait du sol, permettrait une utilisation plus sécuritaire de l'eau de la rivière Boyer Nord et de ses affluents par une amélioration de la qualité bactériologique de l'eau. D'autres mesures comme le contrôle du drainage souterrain pourraient être envisagées, mais leur effet global sur d'autres contaminants comme le phosphore et l'azote doit être pris en compte.

Il importe en outre de bien identifier les contaminants qui atteignent des niveaux problématiques en rivière et d'axer les efforts de suivi et les interventions vers l'atteinte d'objectifs de respect des critères de qualité de l'eau et de conservation ou de récupération des usages.

CONCLUSION

Le suivi de la qualité des eaux de drainage souterrain provenant de trois parcelles dans le sous-bassin versant de la rivière Boyer Nord a permis de confirmer que le drainage souterrain constitue la principale voie de transport des nitrates et de l'azote total filtré vers ce cours d'eau et contribue à expliquer les concentrations élevées qu'on y trouve. Les résultats obtenus n'ont pas permis de montrer une contribution importante des eaux de drainage souterrain à la contamination de la rivière Boyer Nord par le phosphore, l'azote ammoniacal, les MES et les CF. Ces résultats suggèrent que le transport de ces contaminants dans la rivière Boyer Nord se fait principalement par ruissellement de surface à partir des superficies en culture. Ils tendent aussi à confirmer que le drainage souterrain, en favorisant l'évacuation de l'eau par infiltration dans le sol au détriment du ruissellement, a pour effet d'augmenter les apports en rivière des éléments les plus solubles comme les nitrates et de diminuer les MES. Dans le cas des éléments pouvant être attachés aux particules de sol comme le phosphore et les CF, l'effet global est moins évident puisque les épisodes de ruissellement sont peu fréquents et de courte durée au cours de la période estivale, propice à l'eutrophisation et aux usages récréatifs de l'eau.

Un suivi de la qualité de l'eau de drainage souterrain couvrant une plus large gamme de conditions de sol et de fertilisation permettrait d'obtenir une estimation plus précise de la contribution des drains à la contamination de la rivière. Néanmoins, les résultats de la présente étude peuvent aider à orienter les actions pour réduire la contamination de l'eau de la rivière Boyer et des autres rivières en milieu agricole au Québec. En outre, ils suggèrent qu'une attention particulière devrait être portée à la fertilisation azotée et phosphatée ainsi qu'aux pratiques culturales afin de limiter les concentrations de nitrates, de phosphore et de MES dans la rivière Boyer. Dans le cas de la contamination bactériologique, des mesures comme l'épandage par temps sec de déjections animales provenant d'un entreposage de longue durée sont à privilégier.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA), AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION et WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 1998. *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20^e éd., APHA, Washington, D.C.

BEAUDET, P., I. BEAUDIN, A. MICHAUD et M. GIROUX, 2008. *Le transport du phosphore*. Fiche technique n^o 3. IRDA et CRAAQ, 11 p., [http://www.craaq.qc.ca/UserFiles/file/F3_Transport_Phosphore_WEB.pdf].

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ), 2003. *Méthode d'analyse – Recherche et dénombrement des coliformes fécaux (thermotolérants) et confirmation à l'espèce Escherichia coli : méthode par filtration sur membrane*. MA. 700 –Fec.Ec 1.0, Édition 2003-12-05, révision 15 décembre 2005, 20 p., [<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700FecEc10.pdf>].

COELHO, B.B.R., R.C. ROY, E. TOPP et D.R. LAPEN, 2007. *Tile water quality following liquid swine manure application into standing corn*. Journal of Environmental Quality 36, p. 580-587.

CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT (CCME), 2005. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles – tableau sommaire, mis à jour en Octobre 2005*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

DRURY, C.F., C.S. TAN, W.D. REYNOLDS, T.W. WELACKY, T.O. OLOYA et J.D. GAYNOR, 2009. *Managing tile drainage, subirrigation, and nitrogen fertilization to enhance crop yields and reduce nitrate loss*. Journal of Environmental Quality 38, p. 1193-1204.

ENRIGHT, P. et C.A. MADRAMOOTOO, 2004. *Phosphorus losses in surface runoff and subsurface drainage waters on two agricultural fields in Quebec*. Dans: Drainage VIII Proceedings of the eighth international symposium, 21-24 mars, Sacramento, CA, ASAE publication n^o 701P0304, ed. R. Cooke.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DE L'ÉPERLAN ARC-EN-CIEL DU QUÉBEC (EREAQ), 2008. *Plan de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (Osmerus mordax) au Québec, population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent – mise à jour 2008-2012*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Faune Québec. 48 p., [<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/faune/plan-retablissement-eperlan.pdf>].

EVANS, R., J.W. GILLIAM et W. SKAGGS, 1996. *Controlled drainage management guidelines for improving drainage water quality*. NCCES, Publication AG 443. Disponible à <http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/evans/ag443.html> [consulté le 5 janvier 2010].

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), 1997. *Management of agricultural drainage water quality*. Water Reports 13. Disponible à <http://www.fao.org/docrep/W7224E/w7224e00.htm#Contents> [consulté le 13 janvier 2010].

GANGBAZO, G., et F. BABIN, 2000. *Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles*. Vecteur Environnement 33 (4), p. 47-57.

GANGBAZO, G., A.R. PESANT et G.M. BARNETT, 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN 2-550-32097-2, Envirodoq n^o EN970287, 46 p. et 3 annexes.

GANGBAZO, G., D. CLUIS et E. BUON, 2002. *Transport des sédiments en suspension et du phosphore dans un bassin versant agricole*. Vecteur environnement 35 (1), p. 44-53.

GANGBAZO, G., D. CLUIS et E. BUON, 2003. *Comportement de l'azote dans une rivière drainant un bassin agricole excessivement fertilisé*. Vecteur environnement 36 (1), p. 58-67.

GANGBAZO, G., J. ROY et A. LE PAGE, 2005. *Capacité de support des activités agricoles par les rivières : le cas du phosphore total*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre, Envirodoq n° ENV/2005/0096, 28 p., [<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/capacite-phosphore.pdf>].

GROUPE D'INTERVENTION POUR LA RESTAURATION DE LA BOYER (GIRB), 2009. *Au courant*, [http://www.girboyer.qc.ca/documents/auccourant_20092d12.pdf].

GIROUX, M. et R. ROYER, 2006a. *Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous prairies et orge drainée*. Observatoire de la qualité des sols du Québec, Site de Saint-Lambert de Lauzon, Cahier n° 6, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, ISBN 13 : 978-922851-55-7, ISBN 10 : 2-922851-55-9, 57 p., [<http://www.irda.qc.ca/documents/Results/9.pdf>].

GIROUX, M. et R. ROYER, 2006b. *Influence des modes de fertilisation sur les pertes d'éléments nutritifs dans les drains agricoles sous le maïs-grain, l'orge et le canola*. Observatoire de la qualité des sols du Québec, Site de Saint-Lambert de Lauzon, Cahier n° 6, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, ISBN 13 : 978-922851-57-1, ISBN 10 : 2-922851-57-5, 84 p., [<http://www.irda.qc.ca/documents/Results/8.pdf>].

GOULET, M., J. GALLICHAND, M. DUCHEMIN et M. GIROUX, 2006. *Measured and computed phosphorus losses by runoff and subsurface drainage in eastern Canada*. Applied engineering in agriculture 22 (2), p. 203-213.

HÉBERT, S. et J. BELLEY, 2005. *Le Saint-Laurent — La qualité des eaux du fleuve 1990-2003*. Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Envirodoq no ENV/2005/0095, collection no QE/156, 25 p. et 3 annexes, [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/fleuve/qualite90-03/Fleuve1990-2003.pdf].

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT (IRDA), 2008. *Carte pédologique à l'échelle 1:20 000*. Feuilles 21L10201 et 21L11202. Disponible à <http://www.irda.qc.ca/documents/type/2.html> [consulté le 17 décembre 2009].

JAMIESON, R.C., R.J. GORDON, K.E. SHARPLES, G.W. STRATTON et A. MADANI, 2002. *Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A review*. Canadian biosystems engineering 44, p. 1.1-1.9

JAMIESON, A., C.A. MADRAMOOTOO et P. ENRIGHT, 2003. *Phosphorus losses in surface and subsurface runoff from a snowmelt event on an agricultural field in Quebec*. Canadian biosystems engineering 45, p. 1.1-1.7

JAYNES, D.B., T.C. KASPAR, T.B. MOORMAN et T.B. PARKIN, 2008. *In situ bioreactors and deep drain-pipe installation to reduce nitrate losses in artificially drained fields*. Journal of Environmental Quality 37, p. 429-436.

LAFLAMME, D., 1995. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Sainte-Anne, 1979 à 1994*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 66 p.

MADRAMOOTOO, C.A., W.R. JOHNSTON, J.E. AYARS, R.O. EVANS et N.R. FAUSEY, 2007. *Agricultural drainage management, quality and disposal issues in North America*. Irrigation and drainage 56, p. S35-S45.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (MEF), 1998. *Bassin versant de la rivière Boyer, 1998*, Québec, document rédigé par le ministère de l'Environnement et de la faune du Québec en collaboration avec le Groupe d'intervention pour la Restauration de la Boyer (GIRB) dans le contexte de l'entente Saint-Laurent Vision 2000, Envirodoq n° 980301. Disponible à http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/pratiques-agri/boyer/index.htm [consulté le 5 janvier 2010].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN 978-2-550-57559-7 (PDF), 506 p. et 16 annexes, [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf].

PATOINE, M. 2005. *État de l'écosystème aquatique du bassin versant de la rivière Boyer: faits saillants 2001-2003*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 2-550-45102-3 (PDF), Envirodoq n° ENV/2005/0200, collection n° QE/165, 10 p., [<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/faits/FS-Boyer.pdf>].

PATOINE, M. 2009. *Évolution de la qualité de l'eau de la rivière Boyer Sud de 1998 à 2008*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 4 p., [http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/boyer/evolution_qualite98-2008.pdf].

PICHÉ, I. et G. GANGBAZO, 1991. *Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain*. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de l'assainissement agricole, ISBN 2-550-22077-3, Envirodoq n° EN890624, 37 p. et 3 annexes.

PLAN SAINT-LAURENT (PSL). 2009. *L'estuaire retient son souffle*. Disponible à http://www.planstlaurent.qc.ca/archives/articles/2009/1_20090226_hypox_f.html [consulté le 5 janvier 2010].

ROBERTSON, W.D., D.W. BLOWES, C.J. PTACEK et J.A CHERRY, 2000. *Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation*. Ground water 38(5), p. 689-695.

SCOTT, C.A., L.D. GEOHRING et M.F. WALTER, 1998. *Water quality impacts of tile drains in shallow, sloping, structured soils as affected by manure application*. Applied engineering in agriculture 14 (6), p. 599-603.

SIMARD, R.S., 1998. *Étude de la qualité de l'eau, des sédiments et des sols du bassin-versant de la rivière Boyer*. Rapport final. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, 47 pages.

SIMARD, R.S., S. BEAUCHEMIN et P.M HAYGARTH, 2000. *Potential for preferential pathways of phosphorus transport*. Journal of Environmental Quality 29, p. 97-105.

SIMARD, R.S. et S. BEAUCHEMIN, 2002. *Relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes*. Revue des sciences de l'eau 15/n° spécial, p. 109-120.

SIMARD, G., P. ENRIGHT et C. MADRAMOOTOO, 2004. *Comparison of experimental and simulated results for nutrients transport on agricultural fields in Quebec*. Paper n° 042156, American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2004 ASAE Annual Meeting.

STRATTON, G.W., A. MADANI, R.J. GORDON, K. SHARPLES, T. COULTER et A. THIAGARAJAN, 2008. *Bacterial quality of surface and subsurface drainage water from manured fields*. Paper 701P0304, American society of agricultural and biological engineers. Résumé. Disponible à <http://asae.frymulti.com/abstract.asp?aid=15725&t=2> [consulté le 13 janvier 2010].

TABI, M., L. TARDIF, D. CARRIER, G. LAFLAMME et M. ROMPRÉ, 1990. *Inventaire des problèmes de dégradation des sols-Rapport synthèse*. Entente auxiliaire Canada-Québec sur le développement agro-alimentaire. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 71 pages.

TRENCIA, G. 1999. *Restauration de la rivière Boyer. Premier atelier nord-américain sur l'éperlan arc-en-ciel*, Québec 21-23 février 1999 : 83-85, cité par «Equipe de rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel 2003. Plan d'action pour le rétablissement de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), population du sud de l'estuaire du Saint-Laurent». Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune, 30 p. + annexe, [http://www.zipsud.org/files/plan_retablissement_eperlan.pdf].

TURMEL, L., B. GOSSELIN, P. BARIL, J. GALLICHAND et G. DEBAILLEUL, 1998. *Projet bassin versant – rivière Bélair (sous-bassin Ruisseau Turmel)*. Projet n° 61-820205-13004. Rapport final. Mars 1998. Entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. Le plan vert du Canada. 191 pages.

TURTOLA, E., 2009. *Improving sub-surface drainage systems - first draft*, [http://www.cost869.terra.nl/fs/fs_subsurface_drainage_improvement.pdf].

WALKER, W.W. 1996. *Simplified procedures for eutrophication assessment and prediction: User manual. Version 5.1*. Instruction report W-96-2 (Updated April 1999), U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Disponible à <http://www.wes.army.mil/el/homepage.html> [consulté le 14 décembre 2009].