

Les marais filtrants : une solution pour restaurer les cours d'eau agricoles

*A.-C. KROEGER¹, C. A. MADRAMOOTOO¹, P. ENRIGHT², C. LAFLAMME³, N. FRANCOEUR-LEBLOND⁴
ET C. D'AUTEUIL⁵

RÉSUMÉ - A.-C. Kroeger, C. A. Madramootoo, P. Enright, C. Laflamme, N. Francoeur-Leblond et C. d'Auteuil. **Les marais filtrants : une solution pour restaurer les cours d'eau agricoles.** *Agrosolutions* 20 (1) : 4-14. La première source de préoccupation pour la qualité de l'eau dans les bassins versants à vocation agricole au Québec est la teneur élevée en phosphore des eaux de surface. Un marais filtrant a été aménagé en parallèle au ruisseau Walbridge afin d'y détourner une portion équivalente à 5 % de son débit total. Un bilan exhaustif des charges de phosphore et d'azote y ayant transité a été réalisé par un suivi hydrométrique continu et un échantillonnage ponctuel pendant quatre années (2003-2006) sur une période moyenne de 184 jours du printemps à l'automne. La capacité de rétention du système pour le phosphore total (PTOT) équivaut à 8,0 kg, ce qui représente 41 % de la charge cumulative apportée au marais par le ruisseau Walbridge sur quatre années. La capacité de rétention des nitrates (N-NO_3^-), qui semblerait s'atténuer avec le temps, équivaut à 176,7 kg, représentant seulement une petite portion (18 %) de la charge cumulative apportée sur quatre années. Même si une augmentation des concentrations d'ammonium (N-NH_4^+) a fréquemment été observée à la sortie du marais, indiquant la possibilité que celui-ci soit une source de N-NH_4^+ , aucune tendance significative n'a cependant été observée. Les flux de stockage moyens de 1,65 g PTOT m^{-2} année⁻¹ et de 36,35 g N-NO_3^- m^{-2} année⁻¹ se retrouvent à l'intérieur de l'étendue généralement retrouvée dans la littérature pour les marais filtrants dédiés au traitement de la pollution agricole diffuse.

Mots clés : marais filtrant, pollution diffuse, phosphore, azote.

ABSTRACT - A.-C. Kroeger, C. A. Madramootoo, P. Enright, C. Laflamme, N. Francoeur-Leblond et C. d'Auteuil. **Constructed wetlands: a solution to restore agricultural watersheds.** *Agrosolutions* 20 (1) : 4-14. Elevated phosphorus concentration in surface waters is a primary water quality concern in agricultural watersheds of Québec. A small wetland was constructed in parallel to the Walbridge creek in order to divert at most 5 % of its discharge. An exhaustive balance of nitrogen and phosphorus loads transiting within the system was accomplished over four years (2003-2006) and over a monitoring period covering on average 184 days spanning from spring to fall. The wetland retained 8,0 kg total phosphorus, which corresponded to 41% of total phosphorus inputs and it also retained 176.7 kg nitrates (N-NO_3^-), which represented a small portion (18%) of nitrate inputs to the wetland, over 4 years of seasonal operation. Although increasing ammonium concentrations were frequently observed at the wetland outlet, indicating the possibility of the latter being a source of N-NH_4^+ , there was however no significant trend with respect to ammonium (N-NH_4^+) retention. Mean nutrient retention rates (1.65 g total P m^{-2} year⁻¹ and 36.35 g N-NO_3^- m^{-2} year⁻¹) were within the range of values generally reported in the literature for constructed wetlands treating agricultural runoff waters.

Key words: constructed wetland, non-point source pollution, phosphorus, nitrogen.

1. Centre Brace de gestion des ressources en eau, Université McGill, Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, H9X 3V9, Canada

* Auteur pour la correspondance : courriel : anne.kroeger@mail.mcgill.ca

2. Programme de gestion et exploitation d'entreprise agricole (GEEA), Université McGill, Sainte-Anne-de-Bellevue, Québec, H9X 3V9, Canada

3. AMEC Earth & Environmental, Fredericton, New Brunswick, E3B 2L2, Canada

4. Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau-Terre-Environnement G1K 9A9

5. Corporation bassin versant de la Baie Mississquoi, Saint-Armand/Philipsburg, Québec, JOJ 1N0

Introduction

Au cours des années 1970 à 1990, des efforts considérables ont été déployés aux États-Unis et au Canada (Baker, 1992; EC, 2001) afin de réduire les sources ponctuelles de pollution des cours d'eau, c'est-à-dire celles provenant de points localisés. Au Québec, l'adoption du *Programme d'assainissement des eaux usées du Québec* (PAEQ) en 1978, a mené à la construction de stations d'épuration municipales (Simard, 2004; Mailhot, 2002) alors que la mise en place en 1988 de l'*attestation d'assainissement* a permis d'assujettir les établissements industriels à des exigences sévères liées à l'assainissement de leurs effluents. En dépit de la croissance démographique, ces mesures ont permis de réduire considérablement les quantités de phosphore, de carbone organique dissous et de matière en suspension rejetées dans les eaux de surface du Québec (Simard, 2004). Des mesures similaires adoptées ailleurs en Amérique du Nord ont d'ailleurs généré des résultats similaires (Baker, 1992; EC, 2001b). Le contrôle des sources ponctuelles pratiquement accompli, une priorité de gestion doit désormais être accordée au contrôle des sources diffuses, c'est-à-dire celles liées à l'ensemble de la surface d'un bassin versant et considérées aujourd'hui comme la principale cause de dégradation des eaux de surface (Baker, 1992; MDDEP, 2002). En effet, la majorité des cours d'eau traversant le territoire québécois à vocation agricole sont considérés dégradés dû à des concentrations en phosphore estivales médianes supérieures à 30 µg/L, des concentrations estivales médianes en nitrites-nitrates supérieures à la valeur repère de 1 mg/L et des concentrations estivales médianes de matières en suspension supérieures à 13 mg/L (Simard, 2004). Une stratégie adoptée par Michaud (2005) consiste à cibler les interventions dans les zones des bassins versants particulièrement vulnérables à la pollution diffuse. La première ligne de défense mise en place au Québec pour le contrôle de la pollution diffuse agricole repose sur l'application de bonnes pratiques culturales. L'adoption de règlements provinciaux, incluant le *Règlement relatif à la prévention de la pollution des eaux par les établissements de production agricole* (RPPEPA) en 1981, le

Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) en 1997 et le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA) en 2002, a favorisé la construction de structures d'entreposage des engrais de ferme (lisiers et fumiers) et l'ajustement des taux d'épandage des engrais (Simard, 2004; Boutin, 2004). Il devient apparent que ces mesures doivent être complétées par d'autres interventions afin de contrôler les mécanismes de transport de la pollution diffuse (Ministère de l'Environnement, 2003; Beaudin, 2008). L'implantation d'aménagements hydro-agricoles en aval des terres agricoles permet de mettre en place une dernière ligne de défense lorsque les bonnes pratiques culturales s'avèrent insuffisantes (Braskerud, 2002a). Ainsi Michaud (2005) a démontré une amélioration significative de la qualité de l'eau à l'exutoire d'un bassin à vocation agricole suivant l'aménagement systématique de bandes riveraines végétalisées et l'installation ciblée d'ouvrages de contrôle du ruissellement de surface à la confluence des fossés de drainage et des cours d'eau. Une autre alternative prometteuse démontrée par la modélisation de bassins versants (Michaud, 2006), consiste à convertir en prairies au moins 10 % de la superficie des terres allouées aux cultures annuelles intensives, davantage prônes à l'exportation de phosphore. Grâce à l'inauguration récente en avril 2009 du programme de soutien financier *Prime-Vert*, les exploitations agricoles bénéficient d'un financement du Gouvernement du Québec pouvant couvrir jusqu'à 90 % des dépenses engagées pour aménager une bande riveraine végétalisée, installer un ouvrage de conservation des sols ou retirer de façon permanente une culture annuelle d'une zone à risque élevé ayant été identifiée par un diagnostic agro-environnemental (MAPAQ, 2009). Les marais filtrants constituent une autre infrastructure agro-environnementale dont l'efficacité a largement été démontrée aux États-Unis (Nairn et Mitsch, 2000; Kovacic, 2000; Mitsch, 1995) et en Europe (Braskerud, 2002a et 2002b). Kovacic (2000) propose de faire l'aménagement de plusieurs marais filtrants d'une petite capacité à l'exutoire des terres agricoles afin de capter et de filtrer les eaux de ruissellement de surface. Une proposition alternative vise la construction d'un seul ou de quelques marais filtrants de plus grande

envergure à l'exutoire du bassin, à même un cours d'eau ou en parallèle à celui-ci (Hey, 1994; Nairn et Mitsch, 2000; Braskerud, 2002a; Raisin, 1997). Alors que les autorités norvégiennes encouragent la construction de marais filtrants sur les terres agricoles en subventionnant jusqu'à 70 % des coûts d'implantation, il n'existe aucun programme équivalent au Québec permettant de rembourser une partie des dépenses engagées par une exploitation agricole pour la construction d'un marais filtrant (Braskerud, 2002a; Lauzier, 2009).

Un marais filtrant retient les principaux polluants diffus agricoles, le phosphore total (PTOT) et l'azote, par l'entremise de processus physiques, chimiques et biologiques. D'une part, véritables « pièges à sédiments », les marais filtrants, en réduisant la vitesse d'écoulement des eaux, favorisent la déposition du phosphore et de l'azote associés aux sédiments, communément appelés phosphore et azote particulaire. Ce processus joue un rôle primordial lorsque la forme particulaire de ces éléments prédomine sur la forme dissoute dans l'affluent (Braskerud, 2002a et 2002b; Wang, 2000). D'autre part, le phosphore inorganique dissous ou orthophosphates (PO_4^{3-} et HPO_4^{2-}) ainsi que l'ammonium (N-NH_4^+) peuvent être retirés de la colonne d'eau par adsorption à la surface des particules de sol. La durée de vie active du processus d'adsorption est par contre limitée en raison d'une saturation graduelle des sites d'échange (Reddy, 1999; Vymazal, 2006). La formation d'un précipité solide insoluble résultant de la liaison des orthophosphates (PO_4^{3-} et HPO_4^{2-}) avec le calcium (Ca) ou le magnésium (Mg) en conditions alcalines ($\text{pH} > 7,3$), ou encore avec l'aluminium (Al) ou le fer (Fe) en conditions acides ($\text{pH} < 7,3$), constitue un autre mécanisme de rétention pour les orthophosphates (Kadlec, 2005). L'azote inorganique, sous forme d'azote ammoniacal ou ammonium (N-NH_4^+) et de nitrates-nitrites (N-NO_3^- et N-NO_2^-), peut être enlevé de façon permanente par les processus microbiologiques combinés de la nitrification (aérobie) et de la dénitrification (anaérobie) permettant de convertir le N-NH_4^+ en N-NO_3^- puis vers l'une des formes gazeuses suivantes : oxyde nitrique (NO), oxyde nitreux (N_2O) ou diazote (N_2) (Blackwell, 2002; Vymazal, 2006; Wynn, 2001; Reinhardt, 2006). Finalement les

orthophosphates, les nitrates et l'ammonium peuvent être fixés par assimilation biologique des plantes aquatiques de grande taille, flottantes ou enracinées dans un marais (macrophyte), des communautés microbiologiques vivant à la surface des sédiments ou à la surface des feuilles et tiges des plantes aquatiques (périphyton) et des plantes aquatiques microscopiques en suspension dans la colonne d'eau (phytoplancton) (DeBusk, 1999; Reddy, 1999). Les espèces de phytoplancton et de périphyton et les plantes aquatiques flottantes assimilent toutes directement les éléments dissous dans la colonne d'eau libre. Les plantes aquatiques submergées et émergentes jouent le rôle de « pompes à éléments nutritifs » lesquelles transportent activement les éléments nutritifs à travers l'interface eau libre - sédiments où elles sont enracinées (Reddy, 1999; Wang, 2000). Les plantes aquatiques émergentes peuvent en revanche exercer une influence négative sur la qualité de l'eau par le fait qu'elles créent de l'ombrage nuisant ainsi à la croissance du phytoplancton (Howell, 2005; USEPA, 2000). Des modélisations par Howell (2005) et Wang (2000) laissent supposer que l'effet global net du macrophyte sur la qualité de l'eau effluente d'un marais est négatif. La simulation de Howell (2005) démontre que la concentration de phosphore observée à la sortie du marais augmente au fur et à mesure que le pourcentage de couverture de la végétation émergente augmente, en présumant que les espèces macrophytes bloquent par ombrage 100 % des rayons de lumière. L'utilité de ces simulations est limitée étant donné l'absence de la simulation de certains effets indirects, incluant la résistance appliquée par les espèces macrophytes à l'écoulement de l'eau, qui a pour effet de diminuer la vitesse d'écoulement (Wu, 1999) et ainsi favoriser le processus de sédimentation. L'assimilation biologique des orthophosphates, des nitrates et de l'ammonium présente également une durée limitée, laquelle est rencontrée à la fin du cycle de croissance lorsqu'une plante atteint sa biomasse maximale. Afin d'augmenter les flux de rétention par assimilation biologique, Vymazal (2006) propose de faire la récolte des plantes émergentes après chaque cycle de croissance. Une contre-indication est toutefois émise par Braskerud (2002a et 2002b) pour les marais filtrants

soumis à un régime d'écoulement élevé puisque, comme mentionné précédemment, les plantes émergentes jouent un rôle clé en diminuant la vitesse de l'écoulement de l'eau.

Matériel et méthodes

Description du site à l'étude

Un marais filtrant a été aménagé à l'automne 2002 dans le sud du Québec (45° 09' 03,5" N et 72° 59' 12,99" O) en parallèle au ruisseau Walbridge lequel draine un bassin versant d'une superficie de 30 km² dont 60 % est dédié à l'agriculture. Le ruisseau Walbridge est un tributaire de la rivière Aux Brochets identifiée comme l'un des

principaux contributeurs de phosphore à la Baie Missisquoi du Lac Champlain (Figure 1). Afin de satisfaire aux exigences du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), le marais filtrant a été implanté à l'extérieur de la plaine inondable suivant une crue de récurrence vicennale (Figure 2).

L'aménagement du marais consiste en une prise d'eau sur le ruisseau Walbridge (point a1) alimentant une succession de trois unités de traitement distinctes et disposées en série, puis d'un retour d'eau (exutoire) vers ce même ruisseau. La prise d'eau (Figure 3a) consiste en un tuyau en polyéthylène d'un diamètre de 200 mm dans lequel l'écoulement s'effectue par gravité selon une inclinaison de 0,2 % sur une longueur approximative de 51 mètres

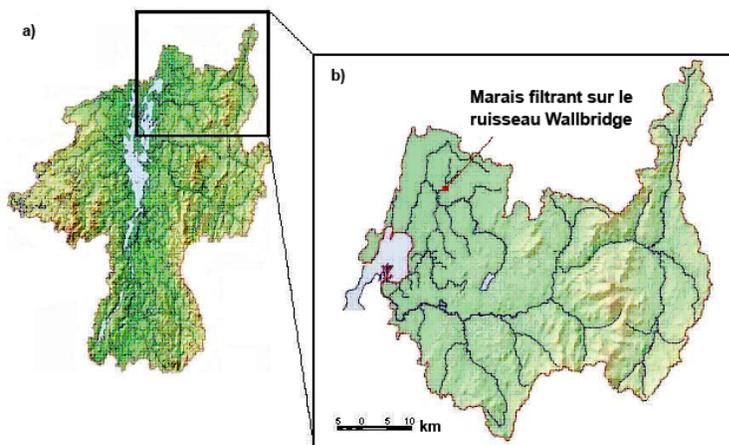


Figure 1. Localisation du marais filtrant dans le bassin versant du Lac Champlain (a) et le sous-bassin de la Baie Missisquoi (b).

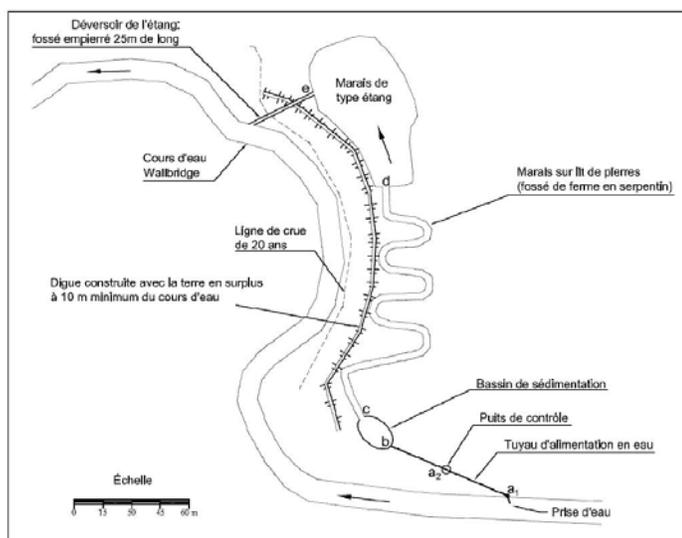


Figure 2. Localisation des points d'échantillonnage a1, a2, b, c, d et e.

depuis le ruisseau Walbridge vers la première unité de traitement. L'écoulement minimal dans ce tuyau d'alimentation est assuré lorsque le niveau du ruisseau Walbridge excède 0,07 m alors qu'un débit maximal de 25 L/s est atteint lorsque ce niveau approche 0,6 m (Ramu, 2004). Le débit maximal soutiré du ruisseau Walbridge se trouvait en tout temps sous la valeur de 80 L/s établie par le MDDEP dans leur certificat d'autorisation. Un puits de contrôle (point a₂) situé sur le tuyau d'alimentation, à mi-chemin entre le ruisseau et la première unité du marais, permet d'effectuer les manœuvres d'ouverture (au printemps) et de fermeture (à l'automne) du marais par l'entremise d'une porte coulissante. Cette prise d'eau alimente donc une première unité de traitement du marais qui consiste en un bassin voué à la sédimentation des

solides en suspension. Un déversoir (point c) relie ce premier bassin à une seconde unité de traitement qui consiste en un fossé de lagunage sur lit de pierres abritant une variété de plantes émergentes (*Thypha spp.*, *Sparganium eurycarpum*, *Iris versicolor*, *Juncus effuses*, *Scirpus americanum*, *Phalaris arundinacea*, *Alisma triviale*, *Acorus calamus*, *Sagittaria latifolia*) favorisant les processus biologiques. Un deuxième déversoir (point d) relie ce fossé à une troisième unité de traitement qui consiste en un étang de polissage abritant des espèces végétales émergentes (*Scirpus americanum*, *Sagittaria latifolia*), submergées (*Elodea canadensis*) et flottantes (*Lemna minor*, *Nymphaea tuberosa*) (LaFlamme, 2005). La surface libre moyenne occupée par chacune de ces unités de traitement est de 75, 370 et 770 m² respectivement, pour une superficie

libre moyenne totale de 1215 m² (Ramu, 2004). Enfin, un troisième et dernier déversoir (point e) relie l'étang de polissage à l'exutoire du marais. Cet exutoire est constitué d'un fossé empierré d'une longueur de 25 m ayant une inclinaison de 0,7 %.

Suivi hydrométrique et qualité de l'eau

La période de suivi hydrométrique et géochimique du marais filtrant s'est effectuée en quatre phases d'une durée de 200, 205, 146 et 183 jours en 2003, 2004, 2005 et 2006, respectivement. Ces périodes ont permis d'assurer en moyenne, pour chaque année, un suivi des quatre dernières semaines du printemps, de la saison estivale et des neuf premières semaines de l'automne couvrant ainsi la majeure partie de la période des opérations agricoles aux champs. Un bilan hydrique a été compilé au moyen du logiciel MATLAB® prenant en compte le jaugeage hydrométrique des débits entrant et sortant du marais, la précipitation pluviale directe et le ruissellement de surface ainsi que l'évapotranspiration. Les pertes et gains par infiltration ou résurgence souterraine ont été considérés négligeables (Ramu, 2004). Le jaugeage hydrométrique a été assuré aux déversoirs reliant chaque unité du marais (points c, d et e). Ces déversoirs sont constitués de plaques en métal d'une largeur de 122 cm avec une encavure inférieure en « V » de 90 et une encavure supérieure rectangulaire. Le débit d'écoulement à travers ces déversoirs est proportionnel à la hauteur de la lame d'eau dans les encavures (MTU, 2007) tel que :

$$\text{si } h \leq 0,3 \quad q = 1380 \cdot h^{2,5}$$

$$\text{si } h > 0,3 \quad q = 2060 \cdot (h - 0,3)^{1,5} + 1380 \cdot 0,3^{2,5}$$

où :

h est la hauteur d'eau au-dessus de l'encavure du déversoir (m)

q est le débit d'écoulement (L/s)

Cette hauteur d'eau a été enregistrée en continu au moyen de deux instruments de mesure indépendants, soit une sonde ultrasonique (Campbell SR50M) et un capteur de pression hydrostatique submersible



Figure 3. Vue de la prise d'eau du marais filtrant dans le ruisseau Walbridge (a) du bassin de sédimentation (b), du fossé de lagunage sur lit de pierres (c), de l'étang de polissage (d) et du ruisseau Walbridge (e).

(Solinst Levellogger® ou Keller-173®). Les niveaux de l'eau en aval de chaque déversoir ont également été enregistrés, afin de détecter une éventuelle submergence des déversoirs, occasionnée par un retour d'eau en amont du marais. Plusieurs de ces événements ont d'ailleurs été observés au cours de la période de suivi. Les débits mesurés aux points c et e ont donc été considérés comme ceux entrant et sortant du marais respectivement.

Les événements de pluie ont été jaugés en continu au moyen d'un pluviomètre afin de calculer les volumes d'eau apportés au marais par précipitation directe et par ruissellement de surface. La méthode du Service de conservation des sols (SCS) du ministère de l'Agriculture des États-Unis (LaFlamme, 2005) a été employée afin d'estimer les volumes de ruissellement apportés aux marais lors de précipitations quotidiennes excédant 22 mm. La superficie de drainage direct vers le marais filtrant Walbridge a été estimée à 10 306 m² (Ramu, 2004). Considérant une bonne couverture du sol (sous forme de pré) et un type de sol sur le site à l'étude (sable profond sur argile de la série des sols de Sainte-Sophie selon Cann, 1947) non favorable à l'infiltration (1 à 4 mm/jour), un numéro de courbe (N) de 71 a été sélectionné. Un facteur de correction de 1,21 a été appliqué au numéro de courbe pour tous les événements de ruissellement afin de considérer l'effet d'une précipitation antécédente (sur cinq jours) excédant 53 mm. Une sonde de température de l'air et un pyranomètre ont permis de calculer les pertes d'eau par évapotranspiration selon la méthode Priestley-Taylor (Neitsch, 2005).

Deux types d'échantillonnage ont été employés afin de suivre la qualité de l'eau des affluents et effluents de chaque unité du marais : un échantillonnage automatisé (composite) et un échantillonnage manuel. D'une part, l'échantillonnage automatisé a été effectué en régime d'écoulement élevé aux points a₂, c, d et e. Cet échantillonnage a été supporté par quatre (4) échantillonneurs automatisés (Global Water Instrumentation inc., modèle WS 300). La pompe péristaltique de ces échantillonneurs, munie d'un dispositif de commande relié à un enregistreur de données (Campbell Scientific®, modèle CR 23-X), a été

activée lorsqu'un débit d'écoulement supérieur à 7,5 L/s était enregistré aux différents déversoirs. Lors de chaque activation des pompes, un échantillon d'eau de 250 mL était pompé à travers un tube en plastique flexible dans un contenant en plastique d'une capacité de 7,6 L. Les volumes composites échantillonnés de façon automatisée ont été recueillis tous les 1 à 14 jours. D'autre part, l'échantillonnage manuel a été effectué de façon ponctuelle à un intervalle variant de 1 à 14 jours aux points a₁, c, d et e en plus d'un point b situé à la jonction du tuyau d'alimentation et du bassin de sédimentation. Tous les échantillons d'eau ont été conservés à une température inférieure à 4 °C jusqu'à deux mois avant leur analyse en laboratoire. Le phosphore dissous a été déterminé par analyse colorimétrique (Lachat QuikChem®) après filtration (< 0,45 µm) et digestion au potassium persulfate. Le P_{TOT} a été déterminé après digestion au potassium persulfate (USEPA, 1976). Le phosphore particulaire a été déterminé en soustrayant le phosphore dissous au P_{TOT}, alors que les orthophosphates, les ions nitrates, nitrites et l'ammonium ont été déterminés après filtration selon le protocole de l'USEPA (1976). Le terme « nitrates » sera dorénavant employé dans cet article pour décrire à la fois les ions nitrates et nitrites, sans distinguer ces deux formes. Les échantillons recueillis au cours de la quatrième année de l'étude (2006) ont été soumis à une digestion au persulfate de potassium dans un environnement alcalin afin de déterminer l'azote total (Ebina, 1983).

Analyses statistiques

L'analyse statistique a été réalisée à l'aide d'un modèle d'analyse de variance à mesures répétées ajusté à l'aide de la procédure PROC MIXED du logiciel SAS (9.1.3). Seules les données de qualité d'eau du programme d'échantillonnage manuel (N = 532) ont été soumises à cette analyse statistique. Ce modèle statistique prend en compte l'existence des dépendances temporelles et spatiales des données, soit la corrélation des observations faites à un même point mais à des dates consécutives en premier lieu et la corrélation des observations faites à une même date mais à des points consécutifs en second lieu. Les années 2003, 2004, 2005 et 2006 ont été

considérées indépendantes et constituent par conséquent quatre réplifications de l'expérience. Les tests statistiques ont été effectués au seuil de confiance de 5 %. Aucune des données du point b n'est présentée dans cette étude. La sortie du tuyau d'alimentation (point b) était fréquemment submergée lorsque le niveau d'eau dans le bassin de sédimentation augmentait. Sous ces conditions, un échantillon prélevé au point b était représentatif de la qualité de l'eau à l'intérieur du bassin de sédimentation et non de l'eau y affluant par le tuyau d'alimentation. Des données aberrantes pour l'ammonium ont été observées aux quatre points d'échantillonnage (a₁, c, d et e) le 7 août 2003 et ont de surcroît été exclues. De même toutes les données prélevées aux points d et e le 21 octobre 2003, le 8 octobre 2005 et le 15 octobre 2005 ont été exclues des analyses statistiques en raison d'un retour d'eau depuis le ruisseau Walbridge vers l'étang au point e, occasionnant un biais. Par ailleurs, les résultats de seize échantillons manuels prélevés du 10 au 30 août 2005, aux quatre points d'échantillonnage (a₁, c, d et e) ont également été exclus des analyses statistiques en raison d'une baisse importante du niveau d'eau dans le ruisseau Walbridge (< 0,04 m) entraînant une interruption de l'écoulement dans le tuyau d'alimentation du marais. Les données issues de l'échantillonnage composite, en nombre beaucoup plus restreint (N = 7 à 12), ont été soumises au test de Wilcoxon pour données appariées à l'aide de la procédure PROC UNIVARIATE du logiciel SAS 9.1.3.

Calcul des charges d'azote et de phosphore

Bien que l'efficacité d'un système d'épuration puisse être évaluée par la différence des concentrations en solutés existant entre l'affluent et l'effluent, cette méthode est cependant sévèrement critiquée pour la comparaison de marais filtrants (Nairn et Mitsch, 2000) puisqu'elle ne prend en compte ni la superficie du marais, ni les volumes d'eau circulés. Le flux de rétention est l'unité privilégiée dans la littérature et utilisée dans ce projet (Hey, 1994). Ce flux correspond à la différence des charges entrant et sortant du marais annuellement sur la superficie de ce dernier (1215 m²). La charge en P_{TOT}, N-NO₃⁻ et N-NH₄⁺ est

calculée au point a et au point e en multipliant la concentration obtenue à ces points $c(t_i)$ par le volume d'eau circulé respectivement à ces points $q(T_i)$ durant un intervalle de temps T_i correspondant à la durée écoulée entre deux échantillonnages successifs (Raisin, 1997). Encore une fois, seules les données du programme d'échantillonnage manuel ont été considérées dans le calcul des charges qui ont ensuite été cumulées pour les 4 années de suivi.

$$L = \sum_{i=1}^{N-1} c(t_i) \cdot q(T_i)$$

où :

L est la charge cumulative

N est le nombre d'échantillons prélevés

$c(t_i)$ est la concentration instantanée au moment t_i

$q(T_i)$ est le volume d'eau écoulé pendant l'intervalle de temps T_i

T_i est l'intervalle de temps entre chaque campagne d'échantillonnage

Résultats et discussion

Activité hydrologique du marais filtrant

Les épisodes de précipitation ont été relativement égaux pour les quatre années de suivi avec 639 mm (2003), 579 mm (2004), 626 mm (2005) et 687 mm (2006). Les charges hydrauliques à la prise d'eau ont été en moyenne de 35,6 cm.jour⁻¹, 24,2 cm.jour⁻¹, 21,4 cm.jour⁻¹ et 17,7 cm.jour⁻¹ pour ces mêmes années respectivement. Un écoulement à la prise d'eau du marais a été assuré sur l'ensemble de la période de suivi, à l'exception d'une interruption durant 21 jours en août 2005 due à des niveaux d'eau du ruisseau Walbridge (< 0,07 m) sous la prise d'eau du marais. Une fluctuation importante des débits d'écoulement a été observée, avec une trentaine de périodes d'écoulement élevé (Figure 4). Un déséquilibre est observé dans le bilan hydrique simulé pour les périodes de suivi (Tableau 1). Deux facteurs pourraient

entraîner ce déséquilibre : une erreur dans le calcul du débit d'écoulement à la sortie du marais lors de périodes de retour d'eau ainsi que la présomption d'associer aux gains et pertes par infiltration souterraine, un poids négligeable dans le calcul du bilan hydrique. Le bilan hydrique génère un volume résiduel positif pour l'année 2003 et négatif pour les années 2004 à 2006. Toutefois sur l'ensemble de la période de suivi, ce biais est de 2,7 %, ce qui devrait avoir un impact minime sur la valeur d'efficacité globale du marais.

Rétention du phosphore

La concentration moyenne de P_{TOT} analysée dans le ruisseau Walbridge au point al est de 75,8 µg/L. Elle dépasse par conséquent de plus de deux fois le critère de qualité de l'eau (30 µg/L) pour la prévention de l'eutrophisation des cours d'eau (MDDEP, 2002) et de trois fois le critère (25 µg/L) fixé pour la Baie Missisquoi (Gouvernement du Québec, 2002). Si la concentration moyenne de P_{TOT} observée à l'exutoire du marais (48,3 µg/L) excède encore les critères de qualité de l'eau, l'épuration du P_{TOT} est néanmoins plus que raisonnable. En effet, l'analyse des échantillons manuels sur l'ensemble de la période de suivi et pour l'ensemble du marais filtrant, indique une diminution significative ($p = 0,0003$) des concentrations de P_{TOT} avec une réduction moyenne de 27,5 µg/L entre le point a₁ et le point e (Tableau 2). Ceci correspond à une réduction de 8,0 kg (41 %) de la charge en P_{TOT} affluente, soit une efficacité globale de 1,65 g P_{TOT} .m⁻².année⁻¹, d'ailleurs comprise à l'intérieur de l'étendue (1 à 5 g P_{TOT} .m⁻².année⁻¹) généralement rapportée dans la littérature (Fink et Mitsch, 2004) pour les

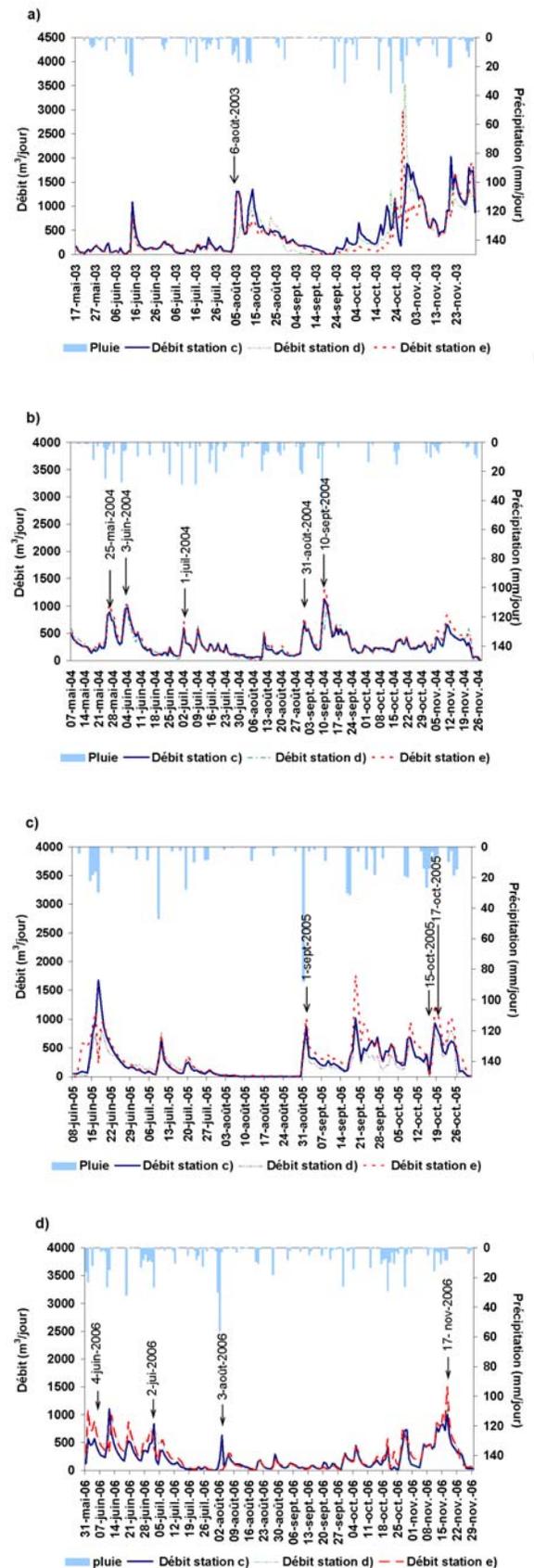


Figure 4. Débits d'écoulement de l'eau en 2003 (a), 2004 (b), 2005 (c) et 2006 (d).

Tableau 1. Bilan hydrique du marais filtrant

Année	Début	Fin	Volumes cumulatifs (m ³)					
			Précipitation	Ruissellement	ET	Affluent	Effluent	Résiduel*
2003	17 mai	2 décembre	776,7	853,5	671,2	86520,8	71422,3	16057,5
2004	7 mai	27 novembre	703,9	632,3	705,0	60193,9	67375,3	-6550,3
2005	8 juin	31 octobre	760,1	1809,1	558,1	37994,2	48300,4	-8295,2
2006	31 mai	29 novembre	834,2	858,1	553,5	39348,0	47896,9	-7410,2

*Le volume résiduel est calculé en soustrayant les volumes annuels des pertes hydriques (effluent, ET) aux volumes annuels des apports hydriques (précipitation, ruissellement, influent)

Tableau 2. Qualité générale de l'eau dans le marais filtrant

Concentration moyenne* ± erreur standard	Prise d'eau du marais (a ₁)	Exutoire du bassin de sédimentation (c)	Exutoire du fossé de lagunage (d)	Exutoire du marais (e)
µg P _{TOT} /L	75,8 (8,2)	72,3 (8,2)	59,6 (8,2)	48,3 (8,2)
mg N-NO ₃ /L	3,54 (0,33)	3,67 (0,33)	2,96 (0,33)	2,75 (0,33)
mg N-NH ₄ ⁺ /L	0,13 (0,09)	0,21 (0,09)	0,36 (0,09)	0,26 (0,09)

*Moyenne des moindres carrés estimée à l'aide du modèle d'analyse des variances

marais dédiés au contrôle de la pollution diffuse (Tableau 5). Une tendance à la baisse a été observée pour la rétention du P_{TOT} entre 2003 et 2004 avec 3,10 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹ et 0,53 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹ respectivement, alors qu'une stabilisation de la rétention était observable en 2005 et 2006 avec 1,68 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹ et 1,28 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹ respectivement. La saturation des capacités de sorption et d'assimilation biologique du marais pourrait expliquer une baisse de performance du marais à long terme pour la rétention du phosphore (Vymazal, 2006). Plus spécifiquement, le fossé de lagunage sur lit de pierres (p = 0,0261) et l'étang de polissage (p = 0,0414) contribuent significativement à cette diminution avec un flux de rétention moyen respectif de 1,0 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹ et de 0,36 g P_{TOT}.m⁻².année⁻¹. Alors qu'une rétention non significative du P_{TOT} est observée dans le bassin de sédimentation suivant l'analyse des échantillons manuels, l'analyse des résultats des échantillons composites suggère plutôt l'inverse pour un régime d'écoulement élevé avec une diminution systématique (p = 0,0005) des concentrations de P_{TOT} entre les points a₂ et e moyennant les 140,7 µg/L (Tableau 3). Ce contraste d'efficacité s'explique fort probablement par une plus grande affluence de particules en suspension et de plus grande taille, issues de l'érosion des terres en amont lors des régimes d'écoulement élevé.

Malgré un temps de séjour plus court, la sédimentation (rétention du phosphore particulaire) est accrue dans le bassin de sédimentation en régime d'écoulement élevé (Braskerud, 2002a). L'utilité de la première unité de sédimentation se fait donc surtout ressentir lors de fortes pluies et crues.

Une rétention exceptionnelle entre 26 et 71 g P_{TOT} m⁻² année⁻¹ est rapportée par Braskerud (2002a) pour quatre marais (aménagés en régions agricoles norvégiennes) situés dans un climat tempéré froid et caractérisés par une charge de phosphore sous forme majoritairement particulaire (78 %). Près de la moitié (45 %) de la forme particulaire du phosphore a été retirée de ces marais par sédimentation, en comparaison à une faible rétention (5 %) de la charge dissoute par l'entremise des processus biologiques. De façon contrastante, les charges de phosphore observées à la prise d'eau du marais dans le ruisseau Walbridge sont principalement sous forme dissoute (66 %). Le flux de rétention du phosphore dissous (47 %) par le marais est par ailleurs plus important que celui de la forme particulaire (30 %), ce qui indique une contribution plus importante des processus d'épuration biologiques et chimiques par rapport aux processus physiques.

Rétention de l'azote

Une valeur repère de 1 mg N-NO₃/L est généralement utilisée pour les principales rivières québécoises afin de distinguer celles présentant une qualité d'eau satisfaisante de celles présentant une qualité douteuse (Simard, 2004). Si la concentration moyenne des nitrates dans le ruisseau Walbridge (3,54 mg/L) excède ce critère, il faut toutefois en relativiser l'importance puisqu'elle est notamment inférieure au critère de qualité de 5,0 mg/L utilisé par le Vermont Water Resources Board (2006) pour prévenir l'eutrophisation des eaux de surface. De façon générale, les nitrates représentent la fraction dominante (76 %) de la charge d'azote total apportée au marais filtrant alors que l'ammonium et l'azote organique représentent 1 et 23 %, respectivement.

Globalement, le marais filtrant a un impact significatif (p < 0,0001) sur l'ensemble de la période de suivi pour les échantillons manuels analysés. La diminution moyenne de concentration en nitrates observée entre le point a₁ et le point e est de 0,79 mg/L, correspondant à une réduction de 176,7 kg (18 %) de la charge en nitrates affluente, soit une efficacité globale 36,35 g N-NO₃.m⁻².année⁻¹ également comprise à l'intérieur de l'étendue généralement rapportée dans la littérature (Tableau 5).

Plus spécifiquement, seul le fossé de lagunage sur lit de pierres contribue de façon significative (p = 0,006) à cette diminution, avec une efficacité de 22,0 g N-NO₃.m⁻².année⁻¹. Cependant, encore une fois, lors de périodes de régime d'écoulement élevé, l'analyse des échantillons composites révèle une rétention significative (p = 0,0313) des nitrates dans le bassin de sédimentation avec une diminution moyenne de la concentration entre les points a₂ et c de 0,91 mg/L.

Tableau 3a. Concentrations de nitrates dans le marais filtrant en période d'écoulement élevé

Date de la cueillette de l'échantillon composite / prélèvement automatisé de l'échantillon	Concentration moyenne (mg N-NO ₃ /L) des échantillons composites			
	Puits de contrôle (a ₂)	Exutoire du bassin de sédimentation (c)	Exutoire du fossé de lagunage (d)	Exutoire du marais (e)
6-août-2003 / 6-août-2003	—&	—&	—&	—&
25-mai-2004 / 25-mai-2004	—&	—&	—&	—&
9-juin-2004 / 3-juin-2004	—&	—&	—&	—&
6-juil-2004 / 1-juil-2004	—&	—&	—&	—&
1-sept-2004 / 31-août-2004	—&	—&	—&	—&
10-sept-2004 / 10-sept-2004	—&	—&	—&	—&
1-sept-2005 / 1-sept-2005	2,37	1,48	1,82	0,48
15-oct-2005 / 15-oct-2005	5,60	3,76	3,26	— ⁺
22-oct-2005 / 17-oct-2005	5,51	4,62	2,98 [!]	2,97 [!]
7-juin-2006 / 4-juin-2006	5,40	4,65	6,16	3,99
5-juil-2006 / 2-juil-2006	3,59	2,11	4,52 [!]	— ⁺
5-août-2006 / 3-août-2006	2,63	2,11	— ⁺	0,53 [!]
21-nov-2006 / 17-nov-2006	3,66	3,67	— ⁺	— ⁺

Tableau 3b. Concentrations de phosphore dans le marais filtrant en période d'écoulement élevé

Date de la cueillette de l'échantillon composite / prélèvement automatisé de l'échantillon	Concentration moyenne (µg P _{tot} /L) des échantillons composites			
	Puits de contrôle (a ₂)	Exutoire du bassin de sédimentation (c)	Exutoire du marais sur lit de pierre (d)	Exutoire du marais (e)
6-août-2003 / 6-août-2003	558,0	541,0	— ⁺	— ⁺
25-mai-2004 / 25-mai-2004	279,7	64,9	— ⁺	— ⁺
9-juin-2004 / 3-juin-2004	41,6	14,4	16,8	28,0
6-juil-2004 / 1-juil-2004	—	307,5	80,0	23,3
1-sept-2004 / 31-août-2004	215,2	180,0	100,8	— ⁺
10-sept-2004 / 10-sept-2004	416,7	248,0	203,7	87,1
1-sept-2005 / 1-sept-2005	322,1	133,8	285,9	90,2
15-oct-2005 / 15-oct-2005	147,2	64,1	131,4	— ⁺
22-oct-2005 / 17-oct-2005	126,5	40,7	132,0 [!]	303,2 [!]
7-juin-2006 / 4-juin-2006	179,1	56,1	57,0	68,9
5-juil-2006 / 2-juil-2006	499,4	190,4	63,9 [!]	— ⁺
5-août-2006 / 3-août-2006	491,6	378,1	— ⁺	45,9 [!]
21-nov-2006 / 17-nov-2006	403,7	80,8	— ⁺	— ⁺

& signifie que les résultats de l'analyse en laboratoire ont été perdus

+ signifie qu'aucun échantillon n'a été prélevé dû à une défaillance du système

! un retour d'eau est observé entraînant une potentielle contamination de l'échantillon composite

+ signifie qu'aucun échantillon composite n'a été prélevé dû à une défaillance du système

Une tendance à la baisse est observée dans les taux de rétention des nitrates d'une année à une autre avec 88,8 g N-NO₃⁻.m⁻².année⁻¹, 52,5 g N-NO₃⁻.m⁻².année^{-1,2,3} g N-NO₃⁻.m⁻².année⁻¹, 1,8 g N-NO₃⁻.m⁻².année⁻¹ de 2003 à 2006 respectivement. La performance à long terme des processus de rétention de l'azote dans les marais filtrants est encore questionnée dans la littérature (Spieles et Mitsch, 2000). Une hypothèse pouvant expliquer cette baisse de performance serait la diminution d'une année à

l'autre du gain de couverture végétale sur la surface du marais. Un gain de couverture végétale plus important au cours de la première année de l'étude aurait permis de stocker une grande quantité d'azote dans les tissus des plantes. Une fois la colonisation complétée à la surface du marais, le potentiel d'assimilation annuel des parties végétales aériennes demeure probablement intact, en raison du renouvellement annuel de la biomasse. Par contre, la biomasse racinaire est conservée d'une année à

l'autre. Une fois la colonisation complétée, le potentiel de croissance des tissus racinaires est atténué (Reddy, 1999).

Plusieurs observations ont indiqué que le marais exportait de façon épisodique l'azote sous forme ammoniacal. De façon générale pendant les quatre années de suivi, on observe une concentration moyenne de N-NH₄⁺ plus élevée à la sortie du marais (0,26 mg/L) qu'à l'entrée (0,13 mg/L), ce qui se traduit par une augmentation

Tableau 4. Charges de phosphore et d'azote cumulées sur 4 années d'opération du marais filtrant

Charge cumulée sur 734 jours (kg)	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	P-PO ₄ ⁻	P dissous	P particulaire	P _{TOT}
Prise d'eau (a ₁)	1006,742	67,817	8,414	12,711	6,569	19,322
Exutoire (e)	830,056	132,354	2,933	6,700	4,608	11,308

moyenne de 0,13 mg/L de l'entrée à la sortie (Tableau 2). Cette tendance est cependant non significative ($p = 0,24$), ce qui souligne le caractère épisodique du phénomène. Le marais filtrant a exporté une charge cumulative de N-NH₄⁺ de 64,5 kg, ce qui représente 95 % de la charge cumulative (67,8 kg) apportée au marais. La charge de NH₄⁺ exportée en moyenne par année est 13,3 g N-NH₄⁺.m⁻².année⁻¹. La capacité d'exportation d'ammonium est particulièrement importante au cours de la première année de suivi (42,8 g N-NH₄⁺.m⁻².année⁻¹ en 2003) et devient plus faible au cours des années subséquentes, avec une exportation de 9,7 g N-NH₄⁺.m⁻².année⁻¹ en 2004, 0,4 g N-NH₄⁺.m⁻².année⁻¹ en 2005 et 0,2 g N-NH₄⁺.m⁻².année⁻¹ en 2006. La rapidité relativement élevée du processus d'ammonification (minéralisation de l'azote organique en ammonium) par rapport à celui de la nitrification (conversion de l'ammonium en nitrates) pourrait expliquer la hausse des concentrations d'ammonium à l'exutoire du marais filtrant (Braskerud, 2002b).

Limites de l'étude

L'une des limites évidentes de l'étude tient au fait d'avoir exclu, en raison d'une mauvaise protection des équipements de mesure contre le gel, la période s'étendant du mois de décembre au mois d'avril. Un suivi

complet des périodes printanières et automnales est fortement recommandé dans une étude future puisque ces deux périodes coïncident avec 17 % des épisodes de ruissellement les plus importants, lesquels exportent à eux seuls 80 % des exportations journalières de P_{TOT} dans le bassin versant du ruisseau Walbridge (Beaudin, 2006). Avec une température moyenne oscillant entre -4 et 6 °C de décembre à avril (EC, 2009), les processus de dénitrification et d'assimilation biologique sont sans doute fortement atténués voir nuls durant cette période (Vymazal, 2005). L'efficacité du processus de sédimentation, responsable de la rétention des formes particulaires d'azote et de phosphore, pourrait également être diminuée durant cette période, en raison d'une plus faible résistance à l'écoulement due à une plus faible couverture végétale.

Les flux de rétention d'azote et de phosphore présentés dans cette étude ont été calculés sur la base d'échantillons recueillis ponctuellement en excluant ceux recueillis de façon automatisée en raison d'un mauvais fonctionnement de ce système, ce qui a pour conséquence de sous estimer les flux élevés de phosphore et d'azote associés aux épisodes d'écoulement élevé. Il serait judicieux de privilégier un échantillonnage strictement automatisé, mais fiable, et proportionnel au débit d'écoulement afin de garantir une fréquence d'échantillonnage représentative du temps de résidence hydraulique.

Les méthodes statistiques utilisées dans la présente étude présentent le désavantage de ne pouvoir comparer les années entre elles puisque celles-ci sont considérées comme réplifications. L'étude simultanée de plusieurs réplifications d'un marais filtrant est une approche préconisée par plusieurs (Braskerud, 2002a et 2002b; Spieles et Mitsch, 2000; Kovacic, 2000; Mitsch, 1995).

Conclusions

Cette étude démontre une fois de plus la capacité des marais filtrants aménagés sous des conditions climatiques tempérées à assainir les sources de pollution diffuse d'origine agricole. Le marais filtrant construit en dérivation du ruisseau Walbridge a permis d'enlever une petite portion (18 %) de la charge cumulative de nitrates apportée au marais au cours de 734 jours et une portion importante (41 %) de la charge cumulative de phosphore apportée au marais au cours de 734 jours. Le marais filtrant semblait être une source nette d'ammonium, mais en raison du caractère épisodique des exportations d'azote sous forme d'ammonium, aucune tendance significative n'a été observée au cours des quatre années de l'étude. Le suivi automatisé de la qualité de l'eau suggère une rétention encore plus élevée pour le phosphore et les nitrates lors des périodes d'écoulement élevé. À long terme, une tendance à la baisse de la rétention des nitrates était observable dans le marais alors que la rétention du phosphore était stabilisée au cours des dernières années de cette étude. Les données apportées par cette étude impliquent que l'aménagement de marais

Tableau 5. Taux de rétention du N et du P dans une sélection de marais filtrants

Marais filtrant (nombre de réplifications)	Localisation	Affluent hydraulique	Taux de rétention (g N m ⁻² année ⁻¹)	Taux de rétention (g P m ⁻² année ⁻¹)	Référence
Ruisseau Walbridge (1)	Québec, Canada	Gravité	36,35	1,65	Cette étude
Indian Lake (1)	Ohio, É.U.	Gravité	39	6,2	Fink et Mitsch, 2004
Olentangy River (2)	Ohio, É.U.	Pompape	58-66	5,2 - 5,6	Spieles et Mitsch (2000), Nairn et Mitsch (2000)
Des Plaines River	Ohio, É.U.				Mitsch (1992), Mitsch (1995), Phipps et Crumpton (1994)
Débit élevé (2) Débit faible (2)		Pompape Pompape	11-38 3 - 13	1,4 - 2,9 0,4 - 1,7	
Marais (3)	Illinois, É.U.	Gravité	33	0,1	Kovacic (2000)
Marais (4)	Norvège	Gravité	50 - 285	26 - 71	Braskerud (2002a, 2002b)

*Ce tableau a été adapté du tableau 3 de Fink et Mitsch (2004)

filtrants devrait être intégré à l'adoption de bonnes pratiques culturales qui sont à la source de l'exportation du phosphore et de l'azote dans un bassin versant agricole.

Remerciements

Les travaux présentés dans cet article ont été rendus possibles grâce au soutien financier du Fonds d'action québécois en développement durable (FAQDD) et à l'appui de l'organisme Territoire de conservation Walbridge qui a gratuitement prêté son terrain pour la construction du marais. Les auteurs tiennent à souligner la contribution de Gilles Bolduc et de Christian Bélanger de la firme de génie-conseils BMi experts conseils inc. mandatée pour la conception des plans et devis, de Robert LaPalme de l'entreprise À Fleur d'Eau inc. mandatée pour la configuration et la plantation du marais, et de l'entrepreneur B. Fréreau et fils inc. lequel a réalisé les travaux de construction du marais. Les auteurs tiennent à remercier Hélène Lalande, du laboratoire de chimie environnementale de l'Université McGill, pour la prise en charge des analyses colorimétriques en laboratoire. De sincères remerciements sont également adressés à Susanna Ramu, stagiaire à l'Université McGill de l'École polytechnique de Lausanne pour son analyse des termes hydrologiques du marais, Ghislaine Johnson et Meghan Bichsel, également stagiaires à l'Université McGill, pour leur collecte des échantillons durant la troisième année de l'étude, Pierre-Hugues Carmichael, statisticien de l'Unité de recherche du Centre d'excellence sur le vieillissement de l'Hôpital du Saint-Sacrement pour la prise en charge des analyses statistiques, Apurva Gollamudi et Mark Eastman pour leur support au terrain et à Jean-Marie Blanchet, dessinateur chez Dessau Inc., pour la correction du plan du marais.

Références

- Baker, L. A. 1992. Introduction to non-point source pollution in the United States and prospects for wetland use. *Ecological Engineering* (1): 1-26.
- Beaudin, I., A. R. Michaud, P. Beaudet et M. Giroux. 2008. Fiche technique no. 1. intitulée « La mobilité du phosphore : du sol au cours d'eau » Réalisation conjointe du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ).
- Beaudin, I., J. Deslandes, A. R. Michaud, F. Bonn et C. A. Madramootoo. 2006. Variabilité spatio-temporelle des exportations de sédiments et de phosphore dans le bassin versant de la rivière Aux Brochets au sud-ouest du Québec. Partie I - Paramétrage, calibrage et validation du modèle SWAT. *AgroSolutions* (17) : 1-40.
- Blackwell, M. S. A., D. V. Hogan et E. Matlby. 2002. Wetlands as regulators of pollutant transport. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI publishers, Wallingford, UK.
- Boutin, D. 2004. Réconcilier le soutien à l'agriculture et la protection de l'environnement - Tendances et perspectives. Conférence présentée dans le cadre du 67^e Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec intitulée « Vers une politique agricole visionnaire ». http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/publi/tendance-perspect.pdf
- Braskerud, B. C. 2002a. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* (19): 41-61.
- Braskerud, B. C. 2002b. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* (18): 351-370.
- DeBusk, W. 1999. Phosphorus cycling in wetlands. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. <http://edis.ifas.ufl.edu/pdf/files/SS/SS30200.pdf>.
- Ebina, J., T. Tsuitsu et T. Shirai. 1983. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. *Water Resources* (17) : 1721-1726.
- Environnement Canada (EC). 2001a. L'État des effluents urbains au Canada. <http://www.ec.gc.ca/soer-ree/English/soer/MWWE.pdf>
- Environnement Canada (EC). 2001b. Les éléments nutritifs dans l'environnement canadien : Rapport sur l'état de l'environnement au Canada. En1-11/97F.
- Environnement Canada (EC). 2009. Normales climatiques au Canada 1971-2000. Station de Philipsburg. www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/
- Fink, D. F. et W. J. Mitsch. 2004. Seasonal and storm event nutrient removal by a created wetland in an agricultural watershed. *Ecological Engineering* (23) : 313-325.
- Gouvernement du Québec et Gouvernement de l'État du Vermont. 2002. Entente entre le Gouvernement du Québec et le Gouvernement de l'État du Vermont concernant la réduction du phosphore dans la Baie Missisquoi. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/missisquoi/entente-phosphore.pdf>
- Hey, D. L., A. L. Kenimer et K. R. Barrett. 1994. Water quality improvement by four experimental wetlands. *Ecological Engineering* (3): 381-397.
- Howell, C. J., D. M. Crohn et M. Omary. 2005. Simulating nutrient cycling and removal through treatment wetlands in arid/semiarid environments. *Ecological Engineering* (25) : 25-39.
- Kadlec, R. H. 2005. Phosphorus removal in emergent free surface wetlands. *Journal of Environmental Science and Health* (40) : 1293-1306.
- Kovacic, D. A., M. B. David, L. E. Gentry, K. M. Starks et R. A. Cooke. 2000. Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *Journal of Environmental Quality* (29) : 1262-1274.

- LaFlamme, C. 2005. Nutrient removal using a constructed wetland in Southern Québec, Mémoire M. Sc., Université McGill, Montréal.
- Mailhot, A., A. N., Rousseau, E. Salvano, R. Turcotte et J. P. Villeneuve. 2002. Évaluation de l'impact de l'assainissement urbain sur la qualité des eaux du bassin versant de la rivière Chaudière à l'aide du système de modélisation intégrée GIBSI. *Revue des Sciences de l'Eau* (15) : 149-172.
- Michaud, A. R., R. Lauzier et M. R. Laverdière. 2005. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Étude de cas du ruisseau Au Castor, tributaire de la rivière Aux Brochets, Québec. *Agrosolutions* (16) : 47-59.
- Michaud, A. R., I. Beaudin, J. Deslandes, F. Bonn et C. A. Madramootoo. 2006. Évaluation de l'effet de scénarios agroenvironnementaux alternatifs à l'aide de SWAT. Partie II. *Agrosolutions* (17) : 21-32.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 2009. Programme de soutien financier Prime-Vert. Publication no 09-0013.
- Ministère de l'Environnement. 2003. Synthèse des informations environnementales disponibles en matière agricole au Québec. Direction des politiques du secteur agricole, ministère de l'Environnement, Québec, Envirodoq ENV/2003/0025. http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_agri/agricole/synthese-info/index.htm
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2002 (dernière révision 20 octobre 2003). Programme de réduction des rejets industriels et l'attestation d'assainissement. <http://bibnum2.banq.qc.ca/pgq/2004/2984477/2984477.pdf>.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2002. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/
- Mitsch, W. J., 1992. Landscape design and the role of created, restored and natural riparian wetlands in controlling non-point source pollution. *Ecological Engineering* 1, 27-47.
- Mitsch, W., J. Cronk, X. Wu et R. Nairn. 1995. Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecological Applications* (5) : 830-845.
- Michigan Technological University (MTU). 2007. CEE. Discharge over weirs. www.cee.mtu.edu/~dwatkins/ce3620/labs/Lab5.pdf
- Nairn, R. W. et W. J. Mitsch. 2000. Phosphorus removal in created wetland ponds receiving river overflow. *Ecological Engineering* (14) : 107-126.
- Neitsch, S. L., J. G. Arnold, J. R. Kiniry et J. R. Williams. 2005. Soil and water assessment tool, theoretical documentation version 2005. Grassland Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service, Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station.
- Phipps, R. G., W. G. Crumpton. 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecological Engineering* 3, 399-408.
- Raisin, G. W., D. S. Mitchell et R. L. Croome. 1997. The effectiveness of a small constructed wetland in ameliorating diffuse nutrient loadings from an Australian rural catchment. *Ecological Engineering* (9) : 19-35.
- Ramu, S. 2004. Characterization of the hydrology of the Walbridge Wetland. Thèse-diplôme pour l'École polytechnique fédérale de Lausanne (EPFL), Suisse, sous la supervision de P. Enright et C. Madramootoo, Centre Brace pour les ressources hydriques, Université McGill.
- Reddy, K. R., R. H. Kadlec, E. Flaig et P. M. Gale. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands : A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* (29) : 83-146.
- Reinhardt, M., B. Muller, R. Gachter et B. Wehrli. 2006. Nitrogen removal in a small constructed wetland : An isotope mass balance approach. *Environmental Science & Technology* (40) : 3313-3319.
- Simard, A. 2004. Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec. Site du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/
- Spieles, D. J. et W. J. Mitsch. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands : a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* (14) : 77-91.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1976. Methods for chemical analysis of water and wastes U.S. Government Printing Office, Cincinnati, Ohio.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Wastewater technology fact sheet free water surface wetlands. EPA 832-F-00-024.
- Vermont Water Resources Board. 2006. Vermont Water quality standards. <http://www.nrb.state.vt.us/wrp/rules.htm>
- Vymazal, J. 2006. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment* (380) : 48-65.
- Wang, N. M. et W. J. Mitsch. 2000. A detailed ecosystem model of phosphorus dynamics in created riparian wetlands. *Ecological Modelling* (126) : 101-130.
- Wu, F. C., H. W. Shen et Y. J. Chou. 1999. Variation of roughness coefficients for unsubmerged and submerged vegetation. *Journal of Hydrological Engineering* : 934- 942.
- Wynn, T. M. et S. K. Liehr. 2001. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering* (16) : 519-536.