

**Les coûts et les avantages de l'implantation du drainage contrôlé dans le
bassin versant de la rivière Nation Sud en Ontario et la réduction des
effluents agricoles de nitrate**

Par

Marie-Pier Martin

3916560

Université d'Ottawa

Mémoire présenté pour l'obtention du diplôme de Maîtrise en sciences économiques

Directeur de mémoire : Professeur Philippe Crabbé

ECO 7997

Décembre 2008

Table des matières

<i>Liste des figures</i>	3
<i>Liste des tableaux</i>	3
<i>Résumé</i>	4
1 Introduction	5
2 La pollution par le nitrate	6
2.1 Les sources de pollution	6
2.2 L'évaluation de la qualité de l'eau	9
3 Les impacts de la pollution par le nitrate	11
3.1 Impact sur l'environnement et l'être humain	12
3.2 Impact sur le bétail	15
4 La théorie économique sous-jacente à la réduction des effluents agricoles de nitrate	16
5 Une solution à la pollution agricole par le nitrate : le drainage contrôlé	21
5.1 Qu'est-ce que le drainage contrôlé?	21
5.2 Les effets du drainage contrôlé sur les effluents agricoles de nitrate	27
6 Les coûts d'une réduction de la pollution agricole par le nitrate	31
7 Les bénéfices d'une réduction de la pollution agricole par le nitrate	34
7.1 Les bénéfices privés	35
7.2 Les bénéfices sociaux	39
8 Conclusions	43
<i>Bibliographie</i>	47
<i>Annexe 1 L'azote et ses différentes formes</i>	i
<i>Annexe 2 Statistiques sur le bassin versant de la rivière Nation Sud (2006)</i>	ii

Liste des figures

<i>Figure 1 Coûts et bénéfices de la réduction des émissions de nitrate en fonction de la quantité de nitrate appliquée (tirés de Hanley, 1990)</i>	18
<i>Figure 2 Diagramme représentant le drainage conventionnel et le drainage contrôlé (tiré de Zucker et Brown, 1998)</i>	22
<i>Figure 3 Disposition du système de drainage contrôlé dans les champs expérimentaux de la région du bassin versant de la rivière Nation Sud</i>	23

Liste des tableaux

<i>Tableau 1 Échelle de classification de la qualité de l'eau (tirée de Vaughan, 1984)</i>	11
<i>Tableau 2 Valeurs d'usage et de non-usage (tirées Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2001)</i>	19
<i>Tableau 3 Avantages et désavantages du drainage contrôlé (tirés Vlotman et Jansen, 2003)</i>	26
<i>Tableau 4 Influence du drainage contrôlé sur les eaux de drainage dans la littérature</i>	30
<i>Tableau 5 Les coûts d'implantation du drainage contrôlé (d'après les calculs et les données de Crabbé, et al., 2008)</i>	32
<i>Tableau 6 Augmentation de la productivité sur les terres expérimentales dans la Nation Sud (calculs réalisés à partir de Lapen, et al., 2007)</i>	39
<i>Tableau 7 Les coûts et les bénéfices d'une réduction des effluents de nitrate dans le bassin versant de la rivière Nation Sud</i>	45

Résumé

Depuis 2005, des sites expérimentaux ont été établis dans le bassin de la rivière Nation Sud afin d'étudier le drainage contrôlé (DC), une pratique de gestion bénéfique (PGB). Une des caractéristiques du DC est sa capacité à réduire les effluents agricoles de nitrate, ce qui permet une amélioration de la qualité de l'eau. Cette recherche évaluera les coûts et les avantages de l'implantation du drainage contrôlé dans l'est-ontarien et la réduction de la pollution agricole par le nitrate. À cette fin, nous nous sommes penchés sur les problèmes économiques et environnementaux causés par les effluents agricoles de nitrate afin de déterminer si les avantages générés par la mise en place du DC étaient supérieurs aux coûts. Les résultats des expériences dans le bassin versant nous ont permis de déterminer les bénéfices nets privés provenant de l'implantation du DC. Grâce à la littérature, il a également été possible de commencer à évaluer les bénéfices sociaux de la réduction des effluents de nitrate pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Nation Sud. Ces résultats semblent confirmer l'hypothèse selon laquelle le drainage contrôlé et la réduction de la pollution agricole par le nitrate génèrent des bénéfices nets sociaux positifs.

1 Introduction

L'un des secteurs d'activité les plus polluants de la planète est l'agriculture (Ongley, 1996). Les sciences et technologies ont développé des méthodes de culture et des technologies pour réduire les effets négatifs de l'agriculture sur l'environnement. Les pratiques de gestion bénéfiques (PGB) sont des moyens par lesquels les agriculteurs peuvent diminuer, dans une certaine mesure, les effets négatifs de l'agriculture sur l'environnement (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2007). La méthode choisie, dans le cadre de cette étude, est l'implantation du drainage contrôlé (DC). L'objectif du drainage contrôlé est de conserver l'eau dans les champs et d'ajuster le niveau de la nappe d'eau souterraine de manière à optimiser l'humidité du sol (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2007). Du point de vue environnemental, le drainage contrôlé permet d'améliorer la qualité de l'eau sortant des champs, et c'est son étude économique qui sera l'un des points centraux de cette recherche. Cette étude portera sur les coûts et les avantages du drainage contrôlé et de la réduction du nitrate (NO_3) conséquente dans le bassin versant de la rivière Nation Sud. Afin d'analyser les retombées de cette problématique, il est nécessaire de débiter avec l'examen des sources de nitrate et des liens existants entre le nitrate et la qualité de l'eau. Puis, il sera question des impacts du nitrate. Ensuite, on présentera les principes économiques qui se rattachent à l'étude de la pollution agricole par le nitrate sur l'environnement aquatique. De cette façon, il sera possible d'introduire une solution au problème du nitrate. Enfin, l'emphasis sera mise sur les coûts et bénéfices de l'implantation du DC et de la diminution de la pollution agricole par le nitrate.

Tout d'abord, introduisons l'application du drainage contrôlé dans le bassin versant de la rivière Nation Sud. Le choix du site expérimental s'est opéré dans le cadre de la participation au projet de recherche national appelé Évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPB). Le bassin versant de la rivière Nation Sud représente l'un des sept sites expérimentaux retenus par AAC afin d'évaluer les PGB. De concert avec Canards Illimités Canada, Conservation de la Nation Sud et l'Université d'Ottawa, un projet de recherche a été mis au point pour étudier les effets environnementaux et économiques des PGB sur la qualité de l'eau en référence avec le nitrate (AAC, 2007). Les deux PGB examinés dans la région sont l'exclusion du bétail des cours d'eau et le drainage contrôlé afin de déterminer la nécessité d'appuis gouvernementaux pour la mise en place par les agriculteurs de ces PGB. Cette recherche se concentrera sur le drainage contrôlé. Dans Crabbé, et al. (2008) nous avons présenté les avantages du drainage contrôlé pour l'amélioration de la qualité de l'eau et la productivité des récoltes. Il semblait donc que le drainage contrôlé pouvait se présenter comme une technologie intéressante autant du point de vue économique qu'environnemental et, particulièrement, par rapport à l'amélioration de la qualité de l'eau.

2 La pollution par le nitrate

2.1 Les sources de pollution

L'azote est un élément chimique qui est présent dans l'environnement naturellement. Cependant, l'activité microbienne dans le sol conduit l'azote à se

transformer en nitrate, qui lui peut s'écouler plus librement du champ (Hanley, 1990). Le nitrate et le phosphore sont des nutriments qui ne sont problématiques que lorsque les concentrations sont trop élevées. Une concentration de nitrate dépassant 45 mg/L peut présenter des risques pour la santé humaine (CCME, 2007). Dans le cas du bétail, la concentration maximale est nettement supérieure, soit 100 mg/L (CCME, 2007). L'agriculture est la première cause de détérioration des lacs et des rivières aux États-Unis (Ongley, 1996). Les eaux usées sont une source secondaire de pollution par le nitrate (Hanley, 1990), mais cette recherche ne s'attarde pas à l'examen de cette pollution secondaire. Les principales voies utilisées par le nitrate afin d'atteindre l'eau sont via l'écoulement à la surface des champs (*runoff*) ou par l'infiltration (*leaching*) dans les conduites des drains souterrains¹, et via l'écoulement dans les fossés des drains. La pollution par le nitrate est souvent le résultat de l'application d'engrais chimiques en trop grandes quantités (Carpenter, et al., 1998) ou encore elle est due à l'épandage d'engrais chimiques à des moments propices à l'écoulement². Une autre cause de la pollution provient du fait que les agriculteurs ont de la difficulté à conserver le nitrate dans les champs. L'application du fumier est également problématique. Celle-ci se fait souvent en trop grande quantité et par là crée un excédent de nutriments dans les champs, ce qui favorise les fuites de nitrate par l'écoulement des eaux ou la volatilisation dans l'atmosphère³ (Carpenter, et al., 1998). La quantité de nitrate pouvant s'échapper des champs jusque dans les cours d'eau varie en fonction du type de sol. Elle se chiffre à

¹ Le système de drainage souterrain est composé de tuyaux souterrains qui permettent une meilleure circulation de l'eau à travers le champ et/ou qui se jette dans un fossé de drainage.

² Un moment propice à l'écoulement, signifie une période de fortes précipitations et/ou de faible évaporation et/ou de faible consommation de nitrate par les plantes. Par exemple, l'automne correspond à la conjonction de tous ces événements (Hanley, 1990).

³ L'ammoniac qui se volatilise dans l'atmosphère contribue à la formation d'oxyde nitreux (NO_x) (voir annexe 1). Ce dernier composé chimique est un gaz à effet de serre et est l'un des responsables des pluies acides. Il présente un danger pour l'environnement. (Hanley, 1990)

entre 10 à 40 pourcent dans le cas de loam et de sol argileux, et elle peut atteindre 25 à 80 pourcent dans les sols sablonneux (Howart, et al., 1996). D'autres aspects de l'application font varier la pollution due au nitrate. L'application d'engrais (engrais chimiques et fumier) joue un grand rôle dans la pollution, car le taux d'application, la saison, la formulation chimique et la méthode d'application influencent la pollution des cours d'eau. Les précipitations peuvent également favoriser l'écoulement du nitrate, ainsi que le choix de plants cultivés⁴ (Carpenter, et al., 1998). Il s'agit donc de contrôler la quantité de nitrate qui s'écoule des champs afin de réduire un des impacts de l'agriculture sur l'environnement. Cependant, la pollution par le nitrate présente un problème supplémentaire puisqu'il n'est pas possible de déterminer précisément son point d'entrée dans les eaux (Ongley, 1996). Ce type de pollution est appelé pollution diffuse; il est coûteux et difficile d'identifier les sources de pollution. Contrairement à la pollution ponctuelle, la pollution diffuse représente une barrière à l'application des méthodes de contrôle traditionnelles applicables aux polluants ponctuels telles la taxe ou la norme. De plus, la pollution diffuse peut être associée au problème de hasard moral qui, dans le cas de l'agriculture, signifie que les agriculteurs, seuls, connaissent la source de pollution (asymétrie d'information), mais ils ne subissent pas tous les risques causés par la pollution. Ils décident donc d'agir différemment du cas où ils auraient à subir tous les risques (Beaumais et Chiroleu-Assouline, 2001). Cependant, la pollution diffuse pourrait être observable et mesurable pour une région géographique donnée. Il serait donc

⁴ Voir note 3. Certaines plantes capturent davantage de nitrate que d'autres, ce qui réduit la quantité de nitrate sortant des champs. Par exemple, le soja est une plante pouvant se procurer l'azote dans l'atmosphère, elle ne consomme pas autant d'engrais à travers le sol. Sa culture peut donc provoquer plus de fuites de nitrate qu'une autre plante puisqu'elle laisse davantage de nitrate dans le sol. (Doering, et al., 1999)

possible d'imposer une taxe à l'ensemble des agriculteurs⁵ de la région en fonction du dépassement de la norme établie pour la pollution par le nitrate. De cette façon, les agriculteurs auraient un incitatif à diminuer leur pollution pour réduire les paiements de cette taxe verte, malgré le fait que le gouvernement ne serait pas en mesure d'observer leur comportement.

2.2 L'évaluation de la qualité de l'eau

La qualité de l'eau peut être grandement affectée par la présence de nitrate dans le cours d'eau. La détérioration de la qualité de l'eau peut entraîner des problèmes de santé pour l'humain et le bétail, ainsi qu'une dégradation de l'environnement. Les effets négatifs de cette pollution sont ressentis par l'ensemble de l'écosystème, ce qui affecte les services écosystémiques autant que les usages humains de l'eau. Le principe de service écosystémique représente les avantages naturels au profit de l'écosystème (MA, 2003). Selon le *Millenium Assessment* (2003), l'expression englobe les biens et les services des écosystèmes et se divise en quatre catégories déterminées par la fonction des services des écosystèmes. Il y a les services de provision qui représentent les usages humains obtenus à partir des écosystèmes (par exemple, la nourriture et les ressources génétiques). De plus, on retrouve les services culturels qui ne sont pas des biens tangibles, mais plutôt des avantages spirituels, récréatifs ou esthétiques provenant des écosystèmes à l'avantage des humains. Puis, il y a les services de régulation, c'est-à-dire les avantages que les écosystèmes retirent de la régulation (par exemple, la purification de l'eau par les milieux humides). Enfin, on retrouve la catégorie des services offrants du support, elle

⁵ Cette taxe verte serait divisée également entre les agriculteurs et ne nécessiterait pas l'identification des pollueurs.

représente l'ensemble des services qui sont nécessaires pour la production des autres services écosystémiques (par exemple, le cycle des nutriments). Il faut donc considérer l'ensemble des avantages qui sont apportés par la réduction des émissions de nitrate sur les écosystèmes.

La représentation la plus utilisée par les économistes pour exprimer la diminution de la qualité de l'eau est celle définie en termes d'usages humains de l'eau, c'est-à-dire en termes d'eau potable (sans traitement), d'activités récréatives et d'activités commerciales. L'usage humain le plus exigeant est l'eau potable (sans traitement), tandis que l'usage naturel le plus exigeant est celui requis par la faune aquatique (CCME, 2007). Il existe donc un lien étroit entre la qualité de l'eau et les usages récréatifs. Dans la littérature, on utilise fréquemment l'échelle de classification de la qualité de l'eau établie par Vaughan (1984) et représentée par le tableau 1. Cette échelle comporte 10 niveaux de qualité de l'eau définis par différentes utilisations de l'eau, lorsque la qualité de l'eau diminue d'un niveau il y a une perte en termes d'usages humains. Étant donné que le nitrate entraîne une détérioration de la qualité de l'eau, une réduction du nitrate dans les cours d'eau peut permettre une augmentation des usages humains dans ce même cours d'eau. Donc, il s'agit d'évaluer la valeur monétaire que les individus attribuent à la réduction de la pollution du nitrate en évaluant, par exemple, le consentement à payer pour l'amélioration d'un niveau de la qualité de l'eau en termes d'usages humains. La prochaine section permettra de se familiariser avec les impacts négatifs du nitrate sur la qualité de l'eau.

Tableau 1 Échelle de classification de la qualité de l'eau (tirée de Vaughan, 1984)

Niveaux de qualité de l'eau	Usages
0	
1	
2	
2.5	Acceptable pour la navigation de plaisance
3	
4	
5	
Entre 5 et 5.5	Acceptable pour la pêche sportive
6	
7	Acceptable pour la baignade
8	
9	
9.5	Acceptable pour boire sans traitement
10	

3 Les impacts de la pollution par le nitrate

La pollution diffuse produite par les exploitations agricoles engendre la fuite d'une quantité importante de nitrate dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Les problèmes causés par cette pollution concernent d'abord la faune aquatique, mais peuvent également avoir des effets sur les humains et le bétail. En ce qui a trait aux problèmes causés à l'environnement, la principale préoccupation est l'eutrophisation des cours d'eau. Ce phénomène est causé par l'apport en trop grande quantité des nutriments d'azote et de phosphore⁶ (Ongley, 1996). La conséquence la plus souvent observée de l'eutrophisation

⁶ Dans les eaux douces, le phosphore est le facteur limitatif, c'est-à-dire qu'une fois qu'il a été absorbé par l'environnement, le reste des nutriments (dont le nitrate) est rejeté. Au contraire, le nitrate est le facteur limitatif dans les eaux salées (Ongley, 1996; Hanley, 1990).

est l'explosion de la croissance des cyanobactéries, c'est-à-dire les algues bleu-vertes (Carpenter, et al., 1998). Le développement accéléré de ces algues influence négativement à la fois la flore aquatique et la faune en les privant d'oxygène. La mort et la décomposition des algues augmentent la demande en oxygène et privent les autres espèces aquatiques d'oxygène (Universalis, 2008). Il n'existe pas de réel consensus sur l'existence d'un seuil précis au-dessus duquel on va observer une explosion de la croissance des algues. Selon Environnement Canada (2005) la concentration déterminée pour la protection de la vie aquatique dans les eaux douces est établie à 13 mg/L. En-dessous de cette concentration il ne devrait pas y avoir d'impact sur la faune et la flore aquatique. Environnement Canada (2005), souligne le fait qu'un examen plus détaillé de chaque site est nécessaire pour déterminer l'existence d'un impact négatif sur l'environnement aquatique. Chez les humains, la pollution par le nitrate peut causer une diminution des plaisirs récréatifs et des problèmes de santé (voir même la mortalité). Les problèmes pour le bétail concernent le risque de maladie (et de mortalité) ainsi que la diminution de la productivité. L'emphase sera mise sur les problèmes causés à l'environnement, car les effets négatifs pour les humains et le bétail requièrent des concentrations de nitrate nettement supérieures à celles recueillies dans la rivière Nation Sud⁷. Toutefois, comme la qualité, et même la survie du bétail, peuvent être affectées, une analyse coût-avantage du DC doit tenir compte de la santé animale.

3.1 Impact sur l'environnement et l'être humain

L'agriculture est l'une des causes majeures de l'eutrophisation des eaux de surface (telle que celle de la rivière Nation Sud). L'intérêt pour une diminution de

⁷ Cette rivière possède une eau ayant une concentration de nitrate d'environ 1.5 mg/L (Haugton, 2002).

l'eutrophisation est une préoccupation d'actualité pour la population canadienne étant donné les récents épisodes d'explosions de cyanobactéries dans les lacs et les rivières canadiennes (Radio-Canada, 2006). Les effets négatifs sur l'environnement peuvent prendre plusieurs aspects tels que le bouleversement de l'habitat aquatique, le remplacement des espèces aquatiques indigènes par des espèces indésirables, la production de toxines par certaines sortes d'algues et la désoxygénation de l'eau tuant les poissons (Ongley, 1996). Certains impacts négatifs de l'eutrophisation sont également ressentis plus directement par les humains, car il peut y avoir obstruction des canaux d'irrigation, augmentation des coûts de traitement des eaux, la perte de plaisirs récréatifs (par exemple, la fermeture de plages), de mauvaises odeurs, entrave des voies navigables et destruction des stocks de pêche (Ongley, 1996). À long terme, le nitrate peut poser des problèmes de contamination, car il peut prendre jusqu'à 40 ans pour se rendre aux nappes d'eau souterraines où il se concentre et peut atteindre des taux nettement supérieurs aux taux sécuritaires (Hanley, 1990). Bien qu'il soit parfois difficile d'évaluer la valeur monétaire des pertes causées par l'eutrophisation, il est évident que ce problème environnemental cause une grande perte économique pour la société⁸. Hanley (1990) a présenté les résultats d'une recherche norvégienne sur la valeur de la pêche récréative dans une rivière norvégienne. Les valeurs obtenues étaient en moyenne entre 33.48 et 48.57 dollars canadiens (2006)⁹. Les valeurs représentent le coût d'opportunité engendré par la perte des plaisirs récréatifs liés à la pêche, car cette activité ne serait plus possible avec la pollution par le nitrate. La transposition des résultats norvégiens à l'est-ontarien

⁸ Les pertes économiques pour la société feront l'objet de la section 7.

⁹ On peut convertir la couronne norvégienne de 1988 en dollar américain de 1988 à l'aide d'un facteur de conversion de 6.52 (Norges Bank, 2005). Puis, on convertit le dollar américain de 1988 en dollar américain de 2006 grâce au facteur de conversion 0.587 (Sahr, 2008). Enfin, on convertit la valeur en dollar canadien de 2006 avec le facteur de conversion 0.882 (Banque du Canada, 2006).

est un exercice qui ne peut être réalisé que si on suppose que les sites expérimentaux soient semblables. En réalité, il est peu probable que la supposition soit vraie. Donc, on ne doit prendre les résultats qu'à titre d'indication sur l'ordre de grandeur de l'impact de l'eutrophisation sur la société. Une façon de permettre l'adaptation des recherches au cas de la rivière Nation Sud est l'utilisation de la méta-analyse. Cette méthode privilégie l'utilisation de l'économétrie afin de mettre en commun des analyses semblables pour développer des valeurs permettant le transfert des bénéfices.

Les effets négatifs de la pollution par le nitrate dans les eaux de surface n'affectent pas uniquement l'environnement aquatique, mais peuvent également avoir un impact sur la santé humaine. Selon le CCME (2007), la concentration de nitrate ne doit pas dépasser 45 mg/L dans l'eau potable. Dans le cas où on aurait des concentrations plus élevées de nitrate dans l'eau, il serait alors possible d'observer le syndrome du bébé "bleu" (méthémoglobinémie) ou encore une augmentation du nombre de cancers. Les dangers pour la santé résident dans le fait que l'azote peut se transformer en nitrite (NO_2^-) qui peut affecter le transfert de l'oxygène dans le sang des nouveau-nés (ISU, 2001) ou encore le nitrite peut se transformer dans le corps en élément cancérigène¹⁰ (Lalonde, et al., 1996). Dans la région de la rivière Nation Sud, les normes canadiennes pour la santé ne sont pas dépassées. On ne peut donc pas utiliser cet argument pour favoriser l'implantation de mesures visant à réduire la pollution par le nitrate. Cependant, le nitrate présente réellement un danger pour les services écosystémiques et les usages humains de l'eau. De plus, il existe un lien clairement établi entre la qualité de l'eau et la productivité du bétail (Lardner, et al., 2005).

¹⁰ Le lien entre le nitrite et le cancer n'est pas encore concluant. Certaines études soulignent l'augmentation du risque de cancer de l'estomac (Böckman et Granli, 1991), tandis que d'autres soulignent que le lien n'est pas encore prouvé (ISU, 2001; Hanley, 1990).

3.2 Impact sur le bétail

Le nitrate est une préoccupation pour les éleveurs de bétail et les producteurs laitiers. Les risques de maladie et de mortalité augmentent lorsque la concentration de nitrate et de nitrite dans l'eau excède 100 mg/L (CCME, 2007). Certaines bactéries dans le système digestif des bovins peuvent transformer le nitrate en nitrite, ce composé chimique entraîne une réduction du transport de l'oxygène dans le sang et peut causer la mort de l'animal (Braul et Kirychuk, 2001). La toxicité du nitrate peut être fatale dans les 3 à 5 heures, ou encore, elle peut se transformer en problème chronique. Les symptômes peuvent prendre la forme d'une diminution de la prise de poids et de l'appétit, ainsi que l'augmentation des risques d'infections et de fausses couches (Braul and Kirychuk, 2001). D'autre part, les algues bleu-vertes qui voient leur croissance favorisée par le nitrate peuvent non seulement altérer le goût et l'odeur de l'eau, mais elles peuvent également produire des toxines. Le bétail est sensible au goût et à l'odeur de l'eau, ce qui peut affecter ses habitudes de consommation d'eau ainsi que la quantité d'eau consommée (Zimmerman, et al., 2002). Lorsqu'on sait que l'eau représente entre 60 et 70 pourcent du poids de l'animal et que c'est un élément essentiel pour le bovin, on comprend mieux l'importance de l'impact que pourrait avoir une diminution de la qualité de l'eau pour le bétail (Landefeld et Bettinger, 2002). Les effets d'une réduction de la quantité d'eau consommée peuvent affecter la santé de l'animal et la production de lait (Zimmerman, et al., 2002). De plus, il peut y avoir une réduction de la prise de poids. Par exemple, une expérience en Alberta a démontré que le poids du bétail augmentait en moyenne de 0.5 livres par jour en buvant d'une source d'eau propre, tandis que le poids du bétail buvant

d'une source d'eau moins propre n'augmentait pas et même qu'il diminuait parfois (Willms, et al., 1996). Une eau de bonne qualité est donc essentielle pour un gain maximal de poids (Lardner, et al., 2005). Un autre impact important de l'augmentation des algues bleu-vertes est la toxicité qu'elles peuvent dégager. Ce type d'algues peut produire des neurotoxines¹¹ et des hépatotoxines¹². La première toxine conduit à la mort soudaine, tandis que la seconde toxine peut entraîner la mort dans les heures ou les jours suivants (Braul et Kirychuk, 2001). Dans tous les cas, les algues bleu-vertes représentent une véritable menace pour le bétail et leur propagation est le résultat de la pollution par le nitrate. Il s'en suit que les problèmes causés par la pollution des eaux par les nutriments, dont le nitrate, peuvent représenter des coûts importants pour les agriculteurs (Braul et Kirychuk, 2001).

Les multiples problèmes causés par la détérioration de la qualité de l'eau due à la présence de nitrate sont sujets à analyse économique de la réduction du nitrate dans les eaux, une pollution diffuse. La particularité de la pollution diffuse (telle que soulignée dans la section 3.1) suppose que l'on considère le nitrate différemment d'autres polluants.

4 La théorie économique sous-jacente à la réduction des effluents agricoles de nitrate

L'étude économique de la pollution par le nitrate représente un défi particulier, étant donné la nature du nutriment. À l'état naturel, il est possible de retrouver du nitrate

¹¹ Toxines s'attaquant au système nerveux.

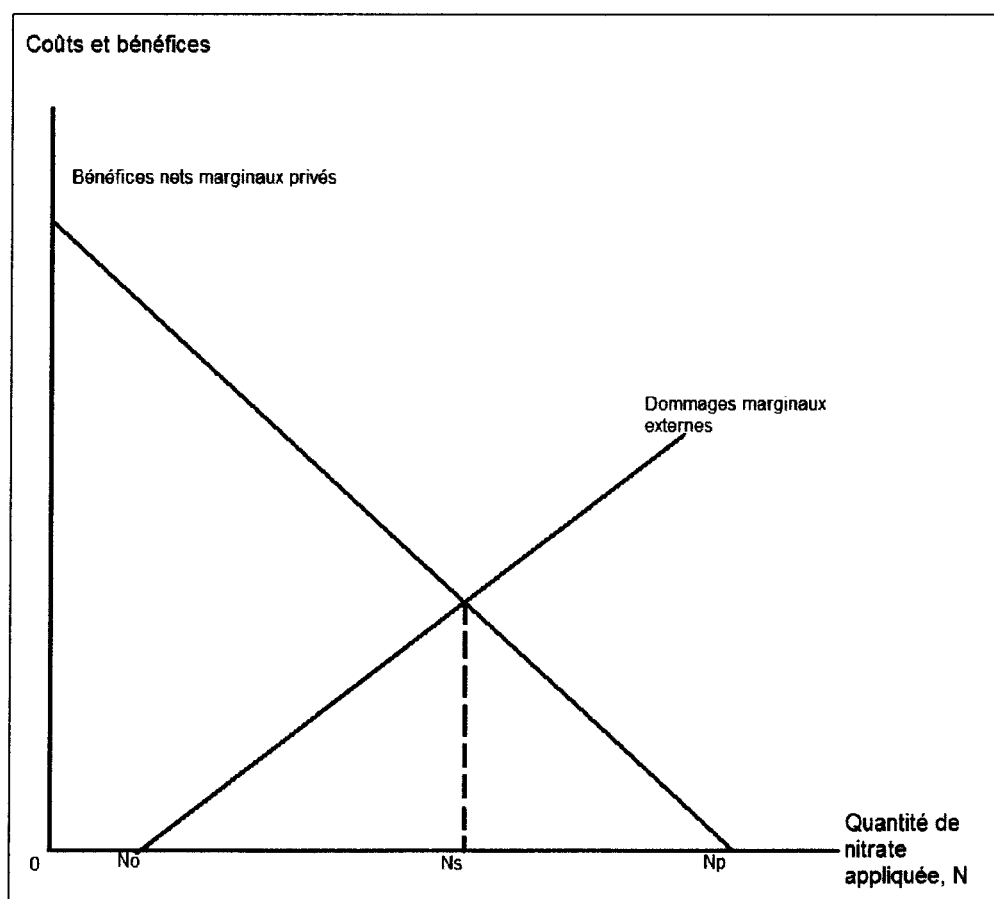
¹² Toxines s'attaquant au foie.

et ce n'est que lorsque la concentration dépasse un certain seuil que la substance devient nuisible tel que souligné par CCME (2007). Les problèmes sont causés par l'excès de nitrate dans l'environnement et entraînent des effets secondaires pour l'ensemble de la société par le biais de la dégradation de la qualité de l'eau. Les effets négatifs sur l'environnement ne sont souvent pas considérés par les agriculteurs ce qui signifie que la pollution agricole par le nitrate représente un problème d'externalité. Au fur et à mesure que la concentration en nitrate augmente au-delà d'un certain seuil, le bien-être de la société diminue (Hanley, 1990). Cependant, les agriculteurs ne tiennent pas en considération cette réduction de bien-être social lorsqu'ils déterminent la quantité de nitrate à étendre dans les champs. L'optimum privé obtenu lorsqu'on ne tient compte que des coûts et des bénéfices privés ne correspondra pas nécessairement à l'optimal social, et ce, même si l'optimum privé est positif.

Hanley (1990) a présenté le problème de la pollution par le nitrate de la façon suivante : lorsque la quantité de nitrate augmente la pollution augmente, ce qui implique que l'eau de bonne qualité (à faible concentration de nitrate) devient plus rare et cause une augmentation du coût marginal du dommage. La figure 1 illustre à l'aide d'un graphique la problématique économique entourant les émissions de nitrate. Le point **No** représente le seuil d'assimilation naturel par l'environnement du nitrate. Lorsque la quantité appliquée (**N**) augmente la production agricole croît. Cependant, la productivité marginale du nitrate diminue, étant donné les rendements décroissants des facteurs de production. Il s'en suit que les bénéfices nets marginaux privés vont diminuer au-delà d'un certain seuil en fonction de l'augmentation de la quantité de nitrate appliquée. L'agriculteur cherche à produire au point **Np** qui représente le point où le bénéfice

marginal net privé est nulle, tandis que la société, qui tient compte des externalités négatives, privilégie la production au niveau N_s . Le résultat indique que les bénéfices marginaux nets privés sont égaux aux dommages marginaux causés par les émissions. Les externalités provenant des émissions de nitrate sont donc une cause de l'inefficacité dans la production agricole.

Figure 1 Coûts et bénéfices de la réduction des émissions de nitrate en fonction de la quantité de nitrate appliquée (tirés de Hanley, 1990)



Les effluents de nitrate imposent un coût social lorsqu'ils se trouvent en trop grande quantité. Il faut donc considérer l'ensemble des avantages qui sont apportés par la

réduction des émissions de nitrate dans les écosystèmes. L'intégration de tous les coûts sociaux dans l'analyse coût-avantage peut être réalisée grâce à la détermination de la valeur de l'environnement. Deux types de valeurs entrent dans la composition de la valeur de l'environnement : la valeur d'usage et la valeur de non-usage. La première représente la valeur attribuée à une utilisation directe de la ressource, tandis que la valeur de non-usage fait référence à une valeur qui ne repose pas sur un usage particulier (Beumais et Chiroleu-Assouline, 2001). La valeur de la qualité de l'eau est un amalgame des valeurs décrites dans le tableau 2. L'étude tentera de déterminer une valeur d'usage et une valeur de non-usage pouvant représenter la valeur de l'amélioration de la qualité de l'eau dans la région de la rivière Nation Sud.

Tableau 2 Valeurs d'usage et de non-usage (tirées Beumais et Chiroleu-Assouline, 2001)

Valeurs		Définitions
Valeur d'usage		Valeur déterminée par l'utilisation directe de la ressource
Valeur de non-usage	Valeur d'existence	Valeur attribuée aux bénéfices présents et futurs
	Valeur de legs	Valeur liée aux effets négatifs présents et avenir
	Valeur d'option	Valeur attribuée pour l'incertitude sur ses usages possibles>>(p.50)
	Valeur de quasi-option	Bénéfice en termes d'information du report du projet

Il est possible de définir la valeur environnementale directement par la voie de l'évaluation contingente ou encore à l'aide de méthodes indirectes (par le coût d'opportunité, le prix hédonique, le coût du trajet et l'optimisation). L'évaluation contingente cherche à déterminer le consentement à payer du consommateur pour acquérir le bien ou la compensation à recevoir pour se départir du bien. La somme des consentements à payer (ou des compensations à recevoir) permet de déterminer le coût social (Bürgeinmeier, 2004). Les méthodes indirectes permettent, elles aussi, de déterminer la valeur monétaire de l'environnement, mais elles s'effectuent à travers l'examen des comportements des individus et elles ne permettent pas d'évaluer la valeur de non-usage. Les méthodes d'évaluation monétaire de l'environnement sont sujettes à la critique, car il est difficile de comparer les résultats et la méthodologie adoptée par les chercheurs. Cependant, la méta-analyse se présente comme une solution possible, car elle permet d'évaluer, grâce à l'économétrie, diverses études aux caractéristiques semblables (Van Houtven, et al., 2007). Bien que cette pratique présente également certaines failles, ce sont les résultats d'une recherche utilisant cette méthode de transfert des bénéfices qui seront utilisés pour déterminer les bénéfices sociaux associés à l'amélioration de la qualité de l'eau. Le principal problème rencontré dans l'application de la méta-analyse provient du fait que le chercheur tente de réduire la taille de son échantillon pour ne retenir que les éléments comparables. Il doit également tenter de conserver une grande taille d'échantillon afin de ne pas nuire aux estimations (Van Houtven, et al., 2007).

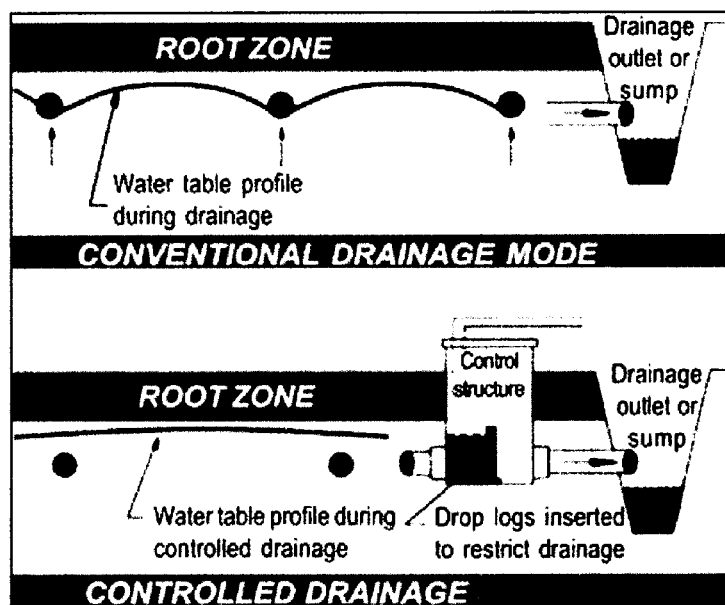
5 Une solution à la pollution agricole par le nitrate : le drainage contrôlé

Une fois que les enjeux entourant la pollution par le nitrate ont été définis, il est possible de se pencher sur l'analyse d'une solution. Le drainage contrôlé se présente comme une pratique de gestion bénéfique qui permet à la fois de réduire la pollution de l'eau et d'augmenter la productivité des champs. Donc, cette section portera sur ces avantages.

5.1 Qu'est-ce que le drainage contrôlé?

Afin de bien comprendre le lien existant entre le drainage contrôlé et le nitrate, il est nécessaire de se familiariser avec cette PGB. Le drainage contrôlé affecte la quantité d'eau rejetée par les drains en permettant de conserver un certain volume d'eau dans les drains (Evans et Skaggs, 1996). En variant la quantité d'eau conservée et celle rejetée, on influence la quantité de nitrate transportée par l'eau vers l'extérieur des champs (Drury, et al., 1996). Cette relation entre le drainage contrôlé et le nitrate s'explique mieux si on examine la structure qui permet de contrôler le niveau de la nappe d'eau dans les drains souterrains telle que représentée par la figure 2.

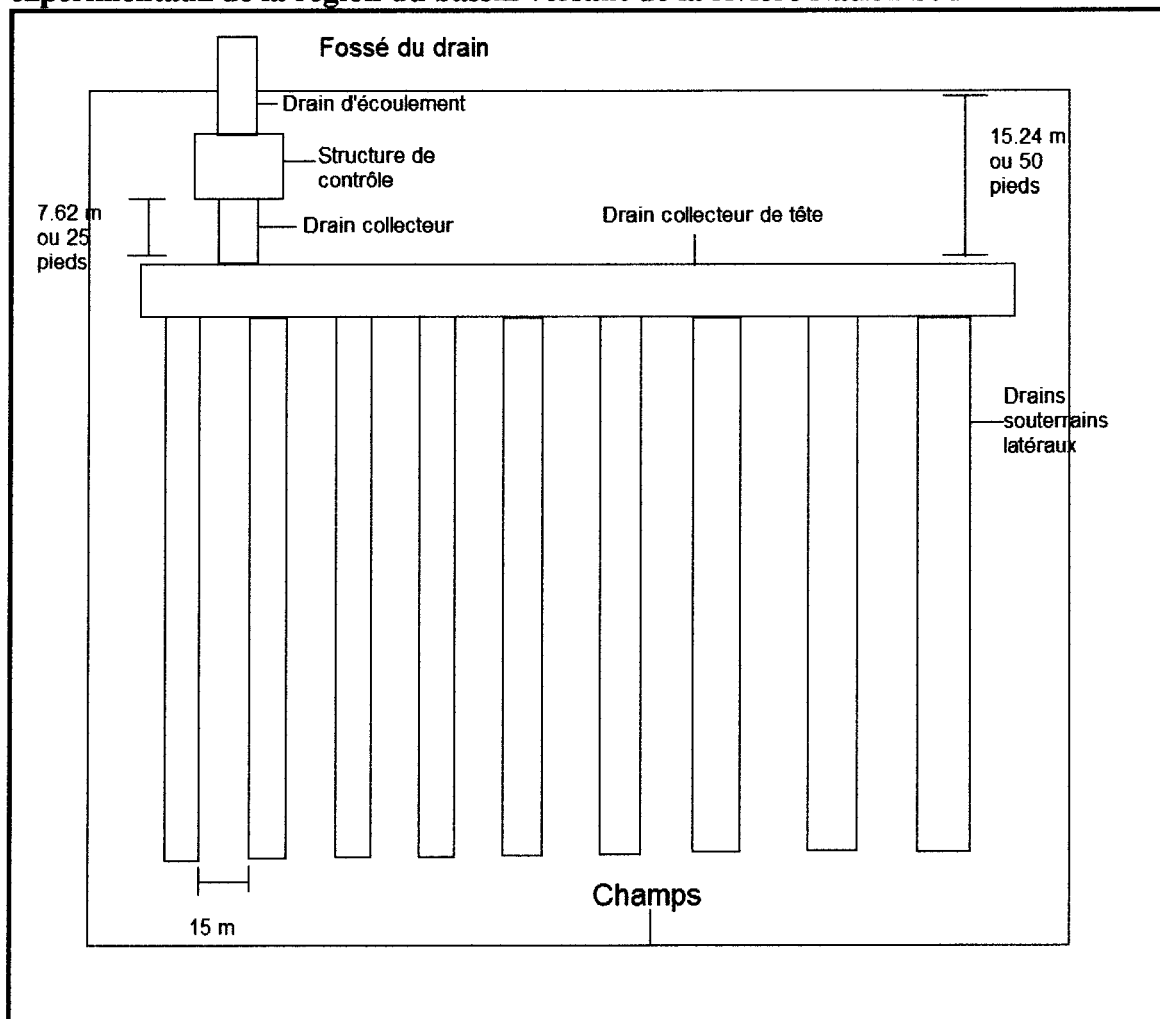
Figure 2 Diagramme représentant le drainage conventionnel et le drainage contrôlé (tiré de Zucker et Brown, 1998)



La structure de contrôle est habituellement située à la fin du drain et elle peut prendre plusieurs formes, mais le fonctionnement reste toujours relativement semblable. Le niveau de l'eau conservée dans les drains est contrôlé par une paroi qui peut être surélevée ou abaissée selon les besoins. L'eau ne peut s'écouler du champ que si elle dépasse le seuil dans la structure de contrôle et c'est en faisant varier la hauteur du seuil qu'on peut contrôler le niveau de l'eau (Evans et Skaggs, 1996). Dans le bassin versant de la rivière Nation Sud, la mise en place du drainage contrôlé a suivi le schéma représenté par la figure 3: plusieurs drains souterrains latéraux existants sont reliés par un drain collecteur de tête déjà en place, et joint au drain collecteur qui est connecté à la structure de contrôle. De façon générale, il faut compter une structure de contrôle pour 10 acres. L'efficacité du drainage contrôlé dépend de plusieurs variables, tels que la hauteur et l'opération temporelle (*timing*) du contrôle du seuil, la profondeur et l'espacement des

drains souterrains¹³, les caractéristiques du sol ainsi que celles du fossé de drainage (El-Sadek, et al., 2002). Afin de maximiser les bénéfices du drainage contrôlé, il est essentiel de bien gérer et entretenir la structure de contrôle, ce n'est que dans ces conditions qu'il sera possible d'obtenir des résultats semblables à ceux présentés dans le tableau 4.

Figure 3 Disposition du système de drainage contrôlé dans les champs expérimentaux de la région du bassin versant de la rivière Nation Sud



¹³ Dans le cas du bassin versant de la rivière Nation Sud, la profondeur et l'espacement des drains ne peuvent être contrôlés puisqu'ils ont été posés dans les années 80 (Crabbé, et al., 2008).

L'application du drainage contrôlé a pour but d'obtenir une récolte maximale à coût minimum tout en optimisant la qualité et la quantité d'eau en aval (Vlotman et Jansen, 2003). C'est en gérant effectivement le système de drainage qu'il sera possible d'atteindre ces objectifs. Il est donc important de déterminer le moment de surélever, ou d'abaisser, le seuil ainsi que le niveau d'eau à conserver. Durant les périodes humides, le niveau d'eau augmente dans le système jusqu'à atteindre le seuil. Alors que, durant les périodes sèches, l'eau conservée est absorbée par les plantes (El-Sadek, et al., 2002). Selon Evans, et al. (1996b), si on anticipe une saison sèche il serait préférable de surélever le seuil dès la fin de la période des semences pour conserver le plus possible l'eau dans les drains. Cependant, les auteurs soulignent le fait que les racines ne doivent pas être saturées d'eau surtout dans le cas de jeunes plants. La détermination du niveau d'eau nécessaire dépend du type de plants, de leur stade de développement et du type de sol. Par exemple, un sol sablonneux ou encore des plants ayant de courtes racines requièrent un niveau d'eau plus élevé (Evans et Skaggs, 1996). La gestion du système de drainage nécessite plusieurs années d'expérience avant d'arriver à une méthode optimale. Il est donc important d'établir des points d'observation à divers endroits dans les champs pour déterminer le niveau d'eau requis. Les observations devraient être notées quotidiennement durant la première saison, puis moins fréquemment au fur et à mesure que l'agriculteur acquiert de l'expérience. Ces notations sont d'autant plus importantes que le système est souterrain et que la réponse aux ajustements est parfois lente (Evans et Skaggs, 1996). Donc, la gestion est essentielle pour atteindre une production optimale et pour améliorer la qualité de l'eau.

Le but premier du drainage contrôlé est de conserver l'eau dans les champs, d'augmenter la production et de réduire la fuite de polluants, ce qui peut représenter des bénéfices pour le fermier ainsi que pour la société (Vlotman et Jansen, 2003). Cette PGB a de nombreux avantages tel que mentionné dans le tableau 2, mais également plusieurs désavantages. Étant donné que l'eau est conservée dans les drains, les plants nécessiteront moins d'irrigation puisqu'ils auront accès à l'eau souterraine. Le drainage contrôlé permet également d'améliorer la quantité et la qualité d'eau en conservant les nutriments, pesticides et sédiments dans les drains. On peut donc diminuer la quantité de polluants rejetés par les drains, ce qui améliore la qualité de l'eau en aval. De plus, en diminuant la quantité de sédiments qui s'échappent des drains on peut prévenir la diminution du débit des cours d'eaux en aval. L'utilisation du drainage contrôlé implique que la pollution rejetée par les drains est désormais concentrée, ce qui transforme, jusqu'à un certain point, la pollution diffuse en pollution ponctuelle¹⁴. La concentration de la pollution s'explique par le fait qu'on conserve les nutriments, pesticides et sédiments dans les drains souterrains (où ils se concentrent) et qu'on laisse l'eau s'écouler des drains à l'embouchure d'un drain collecteur. De cette façon, les eaux provenant des champs utilisant du nitrate s'écoulent directement au bout des champs concernés¹⁵. Cependant, le drainage contrôlé augmente la détérioration du sol autour des drains souterrains étant donné les amas biologiques et chimiques qui s'y accumulent. Il faut également tenir compte du fait qu'on retrouve les problèmes traditionnels engendrés par le drainage. Les problèmes généralement soulevés par le drainage souterrain sont la nécessité d'entretenir

¹⁴ La pollution ponctuelle est généralement plus facile à contrôler que la pollution diffuse (Ongley, 1996).

¹⁵ Il est à noter que la transformation de la pollution diffuse en pollution ponctuelle est réalisable dans le contexte d'un système de drain tel que représenté par la figure 3. Cependant, il est possible que le drain collecteur de tête ne se déverse pas directement au bout des champs concernés, mais qu'il se déverse plus loin. Il n'est donc pas possible de compter uniquement sur le drainage contrôlé pour identifier les pollueurs.

les drains ainsi que les fossés de drains¹⁶ pour éviter qu'ils ne s'obstruent. De plus, l'achat et l'enfouissement des drains peuvent être plus dispendieux (Brown et Ward, 1997). De manière générale, on peut dire que les avantages surpassent les désavantages. Concrètement, qu'en est-il de la production des champs et de la qualité de l'eau?

Tableau 3 Avantages et désavantages du drainage contrôlé (tirés Vlotman et Jansen, 2003)

Avantages	Désavantages
Diminution de la quantité d'eau nécessaire (moins d'irrigation lorsque la situation le permet)	Augmente la détérioration du sol autour des drains (dans le cas de drains souterrain)
Permet de conserver l'eau dans le sol au niveau des racines	Problèmes ordinaires reliés au drainage souterrain
Améliore la qualité et la quantité d'eau	
Concentre la pollution à la source	

Le principal attrait du drainage contrôlé pour les agriculteurs est la possibilité d'augmenter la productivité de leurs champs, c'est-à-dire qu'il est possible d'augmenter le rendement par acre. Au point de vue environnemental, le principal avantage est la possibilité de diminuer l'impact négatif de l'agriculture sur l'eau. Evans, et al. (1996b) présentent des possibilités intéressantes de bénéfices privés pour les agriculteurs, c'est-à-dire à court terme une augmentation de 10 à 20 pourcent de la production les années avec des pluies fréquentes et de courtes sécheresses. Donc, on peut enregistrer une augmentation de 2 à 5 pourcent à long terme, ce qui n'est pas négligeable. Les résultats préliminaires des recherches sur le bassin versant de la rivière Nation Sud semblent

¹⁶ Ce qui représente du temps et des ressources supplémentaires.

appuyer les chiffres trouvés par Evans et al. (1996b), car ils représentent une augmentation de production en moyenne de 6.13 pourcent (Crabbé, et al., 2008). En ce qui a trait à la qualité de l'eau, on peut généralement dire que les pertes totales de nitrate sont diminuées avec l'application du drainage contrôlé (El-Sadek, et al., 2002). La diminution de ces pertes est un des principaux avantages du drainage contrôlé.

5.2 Les effets du drainage contrôlé sur les effluents agricoles de nitrate

Le principal attrait du drainage contrôlé est son influence sur le nitrate. D'une part, il permet de contrôler la pollution diffuse causée par le nitrate. D'autre part, il permet de réduire la quantité nécessaire d'engrais azoté à étendre dans les champs. Globalement, les auteurs s'entendent pour affirmer que la quantité de nitrate rejetée par les drains avec une structure de contrôle est inférieure à celle rejetée sans structure de contrôle (Evans, et al., 1996b; Vlotman et Jansen, 2003; El-Sadek, et al., 2002; Wesström et al., 2001; Wesström et Messing, 2007; Lalonde, et al., 1996). L'effet semble être d'autant plus grand lorsqu'il est question de drains souterrains plutôt que de drains à ciel ouverts. Par exemple, la réduction de nitrate dans le rejet des drains ouverts était de 45% en Caroline du Nord (Evans, et al., 1996b), tandis que celle provenant des drains souterrains variait entre 44% et 95.7% (Drury, et al., 1996; Lalonde, et al., 1996)¹⁷.

Le potentiel du drainage contrôlé en terme de réduction de la pollution est démontré par plusieurs recherches effectuées au Canada, aux États-Unis et en Suède. En étudiant les valeurs obtenues par ces divers chercheurs, il est possible de voir l'ampleur des avantages du drainage contrôlé. En premier lieu, il semble que le niveau de l'eau dans

¹⁷ Dans la région du bassin versant de la rivière Nation Sud, on retrouve des drains souterrains, ce qui laisse présager des résultats supérieurs à ceux de la Caroline du Nord où on utilise des drains à ciel ouvert.

le sol soit presque toujours maintenu plus élevé en présence d'une structure de contrôle. Dans le cas où l'opérateur est capable de gérer parfaitement le niveau de l'eau, alors le niveau de l'eau sera maintenu plus près des racines, ce qui favorisera une utilisation plus efficace de nitrate. Le niveau des eaux souterraines joue également un rôle dans le processus de dénitrification¹⁸, car une élévation du niveau de l'eau souterraine crée les conditions anaérobiques nécessaires à la dénitrification (Wesström and Messing, 2007). Un autre élément favorisant la diminution de la pollution par le rejet de nitrate est la diminution de l'écoulement total des drains qui est parfois de l'ordre de 95%. Un tel résultat peut s'expliquer par le fait que le niveau de l'eau souterraine est plus élevé (le sol augmente donc sa capacité à emmagasiner l'eau) et par des facteurs climatiques tels que le gel du sol (l'hiver) et l'évaporation (l'été) (Wesström et al., 2001; Wesström et Messing, 2007). De plus, les chercheurs ont noté une diminution du nombre de crues du niveau de l'eau et de leur durée, ce qui contribue à conserver le nitrate dans les champs puisqu'il y a une relation directe entre la réduction de l'écoulement et la réduction des pertes de nitrate (Lalonde, et al., 1996; Wesström et al., 2001; Wesström et Messing, 2007). Il n'est donc pas surprenant de voir que le drainage contrôlé permet de diminuer les pertes de nitrate de 95% dans les champs ayant une structure de contrôle par rapport à ceux qui n'en sont pas dotés. À grande échelle, une réduction d'une telle quantité de nitrate peut représenter une grande diminution de la pollution agricole et des coûts d'exploitation. La diminution des pertes en nitrate s'explique non seulement par une diminution de l'écoulement des drains, mais également par le fait que le drainage

¹⁸ Voir annexe 1. Définition de dénitrification : << Les nitrites et les nitrates sont oxydés sous forme d'azote atmosphérique non polluant par des bactéries en absence d'oxygène.>> (http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/denitrification_biologique.php4, (29 novembre 2008))

contrôlé permet une plus grande absorption du nitrate et qu'il favorise la dénitrification (Lalonde, et al., 1996). L'ensemble des résultats présentés ci-dessus semble démontrer que du point de vue environnemental, le drainage contrôlé permet de réduire effectivement la pollution causée par le nitrate. Malgré tout, il est important de souligner le fait que les résultats varient grandement selon le sol, le type de plants, l'espacement et la profondeur des drains, et la gestion de la structure de contrôle (El-Sadek, et al., 2002; Evans, et al., 1996b). Dans notre cas, les sols des sites expérimentaux sont composés de limon et de sable fin sur une couche d'argile, ce qui ne permet pas un bon drainage naturel (Département de l'agriculture du Canada et de l'Ontario, 1962). De plus, les précipitations annuelles moyennes sont de 943.3 mm (Environnement Canada, 2004). La combinaison de ces caractéristiques produira donc des résultats propres à la région est-ontarienne et le tableau 4 présente un échantillon des résultats environnementaux obtenus grâce au DC. Donc, il est important de noter qu'avant d'implanter le drainage contrôlé, il est nécessaire de tenir compte des circonstances spécifiques au site d'une exploitation particulière.

Tableau 4 Influence du drainage contrôlé sur les eaux de drainage dans la littérature

		Valeurs provenant de drains souterrains				Valeurs provenant de drains à ciel ouvert
		Lalonde, et al., 1996	Drury, et al., 1996	Wesström et al., 2001	Wesström et Messing, 2007	Evans, et al., 1996b
Caractéristiques des sites	Situation géographique	Bainessville, Sud-ouest ontarien	Woodslee, Ontario	Manstorp, sud-ouest suédois	Manstorp, sud-ouest suédois	Est de la Caroline du Nord
	Précipitations annuelles et température moyenne	648.7 mm	422.75 mm (entre mai et octobre)	803 mm 7.2°C	803 mm 7.2°C	1168.4 - 1422.4 mm
	Type de sol	Loam sableux, loam et loam argileux	Loam argileux Brookston	Loam, loam sableux, argile glaciofluviale	Loam, loam sableux, argile glaciofluviale	Argile marine
Réduction totale annuelle de l'écoulement des drains		[40.9% - 95%]	24%	[79% - 94%]	[65% - 95%]	30%
Réduction de NO ₃ -N		[62.4% - 95.7%]	44%	[78% - 94%]	[69% - 94%]	45%
Niveaux de l'eau souterraine		Semblables à ceux obtenus sans structure de contrôle ou plus élevé	Plus élevée que sans structure de contrôle	Plus élevé que sans structure de contrôle	Plus élevé que sans structure de contrôle : entre 60 et 20 cm de profondeur	N/A

Il s'agit donc de transformer la réduction du nitrate obtenue grâce au drainage contrôlé en valeurs économiques afin de pouvoir comparer les coûts et les avantages. Cet exercice permettra de déterminer la rentabilité du drainage contrôlé dans le bassin versant de la rivière Nation Sud.

6 Les coûts d'une réduction de la pollution agricole par le nitrate

Le drainage contrôlé apparaît comme une solution efficace pour réduire la pollution. Afin d'examiner le bien-fondé de cette hypothèse, nous devons déterminer les coûts et les bénéfices de la réduction du nitrate dans les eaux de surface grâce à l'implantation du drainage contrôlé. Les coûts d'application de cette PGB peuvent être divisés en trois catégories, soit le coût des drains (et d'annexion à la structure de contrôle), le coût de la structure de contrôle, et les coûts reliés à l'entretien du système de drainage¹⁹.

Dans le cas des terres agricoles du bassin versant de la rivière Nation Sud, la mise en place du drainage contrôlé est facilitée par le fait que des systèmes de drainage souterrain ont déjà été installés sur les terres qui pouvaient bénéficier de cette pratique (Crabbé, et al., 2008). Cette situation réduit substantiellement les coûts étant donné qu'ordinairement ces coûts représentent la plus grande dépense lors de la mise en place du drainage contrôlé (Evans, et al., 1996a). Puisque ces coûts ne sont pas une préoccupation dans le cas présent, cette avenue ne sera pas explorée. Dans le cas où des travaux supplémentaires devraient être entrepris (tel que le nivellement du sol) afin d'implanter le drainage contrôlé sur une exploitation agricole, les coûts seraient nettement plus élevés (Evans, et al., 1996a). Dans la région est-ontarienne, les coûts reliés à l'implantation du DC sont composés des coûts rattachés à la structure de contrôle et des coûts pour le drain collecteur. Le tableau 5 représente les calculs effectués dans Crabbé, et al. (2008) et d'après ces résultats on peut déterminer que le coût d'investissement dans

¹⁹ Inclut les coûts pour l'entretien des drains souterrains et des structures de contrôle.

le drainage contrôlé dans la région de la rivière Nation Sud équivaut à 13.32\$/an · acre²⁰. On peut exprimer ces coûts à l'échelle d'une exploitation de taille typique (pour l'est-ontarien) de 400 acres, ce qui représente un coût annuel de 5328\$. Cependant, il est important de noter que le coût de la structure de contrôle varie en fonction du matériau, de la sorte de structure, de sa taille, et de la méthode de fabrication et d'installation (Evans, et al., 1996a). On ne peut donc pas généraliser les résultats obtenus dans le bassin versant de la rivière Nation Sud. De plus, il est difficile d'évaluer le coût de gestion des structures de contrôle. Certains agriculteurs ne sont pas prêts à investir le temps nécessaire à la gestion²¹. Malgré tout, il est possible que l'entretien nécessaire pour les structures de contrôle représente un coût d'opportunité inférieur à celui que représenterait l'exploitation d'une surface supplémentaire produisant le gain de production équivalent à celui réalisé par le drainage contrôlé (Belcher et D'Itri, 1995). Les résultats présentés dans le tableau 5 représentent un cas typique qui ne représente pas l'ensemble des exploitations agricoles du bassin versant de la rivière Nation Sud. Certains agriculteurs pourraient faire face à des coûts beaucoup plus élevés pour implanter le drainage contrôlé, ce qui aurait pour effet de faire augmenter le coût d'opportunité pour ces agriculteurs.

Tableau 5 Les coûts d'implantation du drainage contrôlé (d'après les calculs et les données de Crabbé, et al., 2008)

Description	Calculs	Total	Explications
Structure de contrôle avec installation	▪ 600\$ pour la structure et 200\$ l'installation d'une structure = 800\$ ▪ 80\$/acre	80\$/acre	On utilise une structure de contrôle pour 10 acres.
Drain collecteur	▪ 40\$ pour le drain et sont installation ▪ 4\$/acre	4\$/acre	On utilise un drain collecteur (25 pieds) par 10 acres.

²⁰ La détermination du coût annuel des intérêts nécessaire à l'investissement repose sur la supposition que l'agriculteur emprunte le montant nécessaire à l'investissement.

²¹ Information provenant d'une communication personnelle avec Jean Martin (vendeur pour Soleno).

Coût de l'intérêt annuel de la structure	▪ $80\$/\text{acre} \div 11.44$	6.99\$/an · acre	Basé sur un taux d'intérêt de 6% et une durée de vie de 20 ans.
Dépréciation annuelle de la structure de contrôle	▪ 60\$/acre pour la structure sans installation ▪ $60\$/\text{acre} \div 20 =$	3\$/an · acre	Le coût de la structure est divisé par la durée de vie de la structure.
Coût de l'entretien annuel de la structure de contrôle	▪ 3\$/acre	3\$/an · acre	Estimation provenant du fabricant et qui correspond au coût de 3 applications par année.
Coût de l'intérêt annuel du drain collecteur	▪ $4\$/\text{acre} \div 15.762 =$	0.253\$/an · acre	Basé sur un taux d'intérêt de 6% et une durée de vie de 50 ans.
Dépréciation annuelle du drain collecteur	▪ $4\$/\text{acre} \div 50 =$	0.08\$/an · acre	On divise le coût du drain collecteur par la durée de vie (50 ans).
Coût de l'entretien annuel des drains	▪ $(0.08\$/\text{an} \cdot \text{acre}) \cdot 0.03 =$	0.0024\$/an · acre	Le coût de l'entretien est estimé à 3 pourcent de la dépréciation annuelle. ²²
Coûts annuels totaux	▪ Coûts totaux de la structure : $6.99 + 3 + 3 = 12.99\$/\text{an} \cdot \text{acre}$ ▪ Coûts totaux pour le drain collecteur : $0.253 + 0.08 + 0.0024 = 0.3354\$/\text{an} \cdot \text{acre}$ ▪ Coûts totaux annuels (structure et drain collecteur) : $12.99 + 0.3354 = 13.32\$/\text{an} \cdot \text{acre}$	13.32\$/an · acre	Les coûts totaux annuels représentent la somme pour la structure et le drain collecteur du coût de l'intérêt annuel, la dépréciation annuelle et le coût de l'entretien annuel.
Coûts annuels pour une exploitation agricole fictive de 400 acres	▪ $13.32 \cdot 400 \text{ acres} =$	5328 \$/an	On multiplie les coûts annuels totaux par la superficie agricole exploitée, en tenant compte du fait qu'il y a une structure de contrôle par 10 acres..

En conclusion, le coût d'investissement annuel dans le drainage contrôlé représentait pour une ferme typique un montant important totalisant 5328\$/an. Pour

²² El-Sadek, et al. (2002)

l'ensemble du bassin versant, le coût privé total annuel pour le drainage contrôlé peut-être calculé en multipliant le coût du drainage contrôlé par acre avec la superficie occupée par le soja et le maïs dans la région²³. Le résultat indique que les coûts privés totaux maximaux pour le bassin versant seraient d'environ 2.925²⁴ million de dollars canadiens (2006). L'étude des bénéfices privés et sociaux pourra révéler si les bénéfices excèdent les coûts afin de déterminer si un agriculteur pourrait implanter une PGB qui serait à la fois profitable pour son exploitation et l'environnement.

7 Les bénéfices d'une réduction de la pollution agricole par le nitrate

Afin de mieux comprendre l'impact de la réduction de la pollution agricole par le nitrate tel que le perçoivent les différents agents économiques, il est primordial de séparer les bénéfices en deux catégories : les bénéfices sociaux et les bénéfices privés. D'une part, les agriculteurs ne prendront en compte que les bénéfices privés pour leur exploitation (Doering, et al., 1999), tandis que la société intégrera également les bénéfices sociaux.

²³ Nous n'utiliserons que les données sur le soja et le maïs-grain pour deux raisons. D'une part, ces deux cultures représentent la majorité des cultures durant l'année de référence. D'autre part, cette méthode nous permet de simplifier l'exercice.

²⁴ Détail du calcul avec une superficie de 111 096 acres de maïs-grain et 108 502 acres de soja (Statistiques Canada, 2008b; Statistiques Canada, 2008d) : $(13.32\$/\text{acre} \cdot \text{an}) \cdot 219\,598 \text{ acres cultivés} = 2\,925\,045.36$ million dollars canadiens (2006)

7.1 Les bénéfices privés

En ce qui concerne les bénéfices affectant directement les agriculteurs qui planteront le drainage contrôlé, on peut dire que c'est la diminution de la quantité d'engrais nécessaire à une production constante et l'augmentation de la productivité à intrants constants qui sont les bénéfices les plus intéressants. Le manque d'information sur la réduction de la quantité d'engrais nécessaire à une production constante ne permet pas de poursuivre l'analyse dans cette direction. Cependant, l'augmentation de la productivité représente le bénéfice privé le plus prometteur pour les agriculteurs. D'après la revue de la littérature et les expériences contrôlées dans la région de la rivière Nation Sud, l'augmentation de la productivité est positive, mais variable. Elle dépend de multiples facteurs tels que les précipitations annuelles, le type de sol, les plantes cultivées, la gestion de la structure de drainage et de la productivité actuelle. Les années de précipitations annuelles fortes (c'est-à-dire au-dessus de la normale), le drainage contrôlé permet de mieux contrôler le débit de l'eau dans les drains et il améliore nettement la productivité (Evans, et al., 1996b). Durant les années sèches (c'est-à-dire avec des précipitations annuelles sous la moyenne), le drainage contrôlé ne sera pas plus utile qu'un système de drainage non contrôlé (Colombie-Britannique, 1998; Evans et Skaggs, 1996). Certains sols sont plus perméables que d'autres et favorisent davantage l'utilisation du drainage contrôlé, étant donné qu'un bon transport de l'eau est nécessaire pour l'utilisation du drainage (Colombie-Britannique, 1998; Evans, et al., 1996a). De plus, il est nécessaire que le sol ne soit pas trop en pente ou accidenté (pas plus de 0.5% de dénivelé) afin que le drainage contrôlé soit efficace (Colombie-Britannique, 1998). Dans la région de la rivière Nation Sud, les sols se prêtent bien au drainage contrôlé puisqu'ils

sont plats et ils nécessitent un système de drainage puisqu'ils sont naturellement mal drainés (Département de l'agriculture du Canada et de l'Ontario, 1962). Un autre facteur influençant la hausse de la productivité due au drainage contrôlé est la variété de plante cultivée. Certaines variétés requièrent davantage d'azote afin de croître, tandis que d'autres sont plutôt frugales. Par exemple, le soja n'a pas besoin de beaucoup d'azote puisqu'il le puise directement dans l'atmosphère et qu'il peut se contenter de celui naturellement présent dans le sol (Doering, et al., 1999). L'augmentation de la productivité pourrait être plus importante pour des plants nécessitant davantage d'azote sous forme d'engrais, par exemple le maïs, que ceux n'en ayant besoin que de très peu. Il est important de souligner que les agriculteurs suivent souvent des plans de rotation qui sont nécessaires à conservation du sol et à la diminution des risques de maladie. Il s'en suit que les bénéfices privés peuvent varier d'une année à l'autre en raison de ces rotations, car certaines cultures génèrent des profits plus importants que d'autres. Cependant, plusieurs facteurs entrent dans la détermination des profits pour une culture. Par exemple, durant la période 2005-2006 le prix du maïs était bas puisque les États-Unis avaient produit une grande quantité de maïs, les producteurs américains jouissaient de programmes d'aide, le dollar canadien augmentait et le marché canadien continuait à ressentir les effets de la crise de la <<vache folle>> (Crabbé, et al., 2008). Les gains de productivité (et donc, les gains économiques) engendrés par le DC ne sont qu'un des multiples facteurs entrant dans la prise de décision par l'agriculteur son plan de rotation. Dans l'est-ontarien, le soja et le maïs-grain représentent à eux seuls plus de 50 pourcent des cultures (Pommainville, et al., 2007). Un autre aspect important qui a un impact sur la productivité est la gestion de la structure de contrôle. Les expériences dans la région de la

rivière Nation Sud ont privilégié un contrôle minimum, c'est-à-dire l'élévation de la structure du seuil au printemps (après les semences) et l'abaissement à l'automne avant le gel. Dans ce cas, le niveau de l'eau souterraine était maintenu à 60 cm sous la surface du sol et la hauteur du niveau de l'eau souterraine durant l'été n'était pas modifiée. On peut considérer cette pratique comme conservatrice et elle est contraire à celle préconisée par Evans et Skaggs (1996). Ces derniers soulignaient l'importance d'étudier attentivement les variations du niveau de l'eau et d'ajuster le niveau de l'eau afin de toujours obtenir des résultats maximaux. Cependant, une telle pratique comporte des aspects négatifs qui ont été révélés par des expériences faites dans le comté de Lambton, Ontario²⁵. Lors d'épisodes de fortes précipitations, si le niveau de la structure de contrôle est trop haut, il y a risque de destruction complète de la récolte. Ce danger s'explique par le fait que l'eau ne pourra pas s'écouler efficacement. Les champs vont être délavés par le trop plein des drains souterrains et les plants vont pourrir (Colombie-Britannique, 1998). Le contrôle du niveau de l'eau est donc primordial pour le bon fonctionnement du drainage contrôlé. Le dernier facteur pouvant influencer le gain de productivité grâce à la PGB est le rapport du niveau de productivité actuel au maximum potentiel. Lorsqu'on atteint le seuil maximal de productivité (ou qu'on est près de ce seuil), malgré le fait qu'on introduise une technologie visant à accroître la productivité, il n'en demeurera pas moins que la productivité n'augmentera pas autant que si le champ produisait à son maximum de productivité moyenne, étant donné les rendements décroissant des intrants agricoles. L'ampleur de l'accroissement de la productivité dépend donc de plusieurs facteurs et varient d'un cas à l'autre tel que le démontrent les résultats présentés dans la section 5. Malgré tout, dans l'ensemble des cas on retrouve un impact positif sur la productivité.

²⁵ Information provenant d'une discussion avec David Lapen (Agriculture et Agroalimentaire Canada).

Les résultats des expériences dans la région du bassin versant de la rivière Nation Sud semblent démontrer que les bénéfices privés sont substantiels. L'augmentation de la productivité²⁶ des champs de maïs se situaient (en 2006) entre 1.10% et 10.63%, tandis que la productivité du soja était de 7.4% (Lapen, et al., 2007). Dans Crabbé, et al. (2008) on a utilisé la moyenne géométrique des prix trouvés par le *Chicago Board of Trade* et les prix trouvés par la division de l'analyse des marchés d'AAC pour établir le prix moyen du maïs et du soja en 2006. Les prix moyens obtenus pour la période 2006-2007 étaient de 147.54\$/tonne pour le maïs et de 271.18\$/tonne pour le soja. Nous avons calculé le bénéfice privé brut en multipliant l'augmentation de la productivité observée dans les sites expérimentaux au prix moyen déterminé précédemment. Les bénéfices bruts privés annuels trouvés pour le maïs sont de 23.61\$/acre et de 27.55\$/acre pour le soja (Crabbé, et al., 2008). Afin de déterminer le bénéfice net privé, on peut soustraire le coût privé d'implantation du DC au bénéfice brut privé. Cet exercice nous donne un bénéfice net privé de 10.29\$/acre pour le maïs et un bénéfice net privé de 14.23\$ pour le soja. Pour agréger les bénéfices nets privés à l'ensemble de la région, il suffit de calculer l'augmentation de la production pour la surface cultivée dans la région. Par exemple, la superficie totale de maïs cultivée était de 111 096 acres (Statistiques Canada, 2008b). Donc, on obtient une agrégation des bénéfices nets privés pour la culture du maïs d'une valeur de 1.143 million²⁷ de dollars canadiens (2006). La culture du soja occupait 108 502 acres en 2006 (Statistiques Canada, 2008d) et l'agrégation des bénéfices nets privés

²⁶ L'augmentation de la productivité observée dans les sites expérimentaux représente un résultat dans les conditions particulières au moment de l'expérience (par exemple, en termes de qualité de sol ou de précipitations).

²⁷ On multiplie la superficie de maïs cultivée par l'augmentation de la productivité du maïs (le bénéfice net privé). Donc, $111\,096 \text{ acres} \cdot 10.29\$/\text{acre} = 1\,143\,177.84 \$$

pour le soja nous donne un montant de 1.544 million²⁸. En combinant les résultats pour les deux cultures, on obtient une approximation (soit environ 2.687 million de dollars) des bénéfices nets privés dans la région. De plus, les bénéfices privés découlant du DC ne sont pas les seuls bénéfices qu'il faut considérer. L'optimum social doit également tenir compte des bénéfices sociaux dans le cadre de son analyse.

Tableau 6 Augmentation de la productivité sur les terres expérimentales dans la Nation Sud (calculs réalisés à partir de Lapen, et al., 2007)

Champs contrôlés produisant du maïs	Augmentation de la productivité (en pourcentage)
Numéro 1	2.85
Numéro 2	10.63
Numéro 4	1.10
Moyenne des 3 champs	4.86
Champ contrôlé produisant du soja	
Numéro 3	7.4

7.2 Les bénéfices sociaux

Il est possible de regrouper les bénéfices sociaux de l'amélioration de la qualité de l'eau dans un même ensemble représentant les gains pour l'environnement et les humains. Dans une section précédente, les impacts négatifs de la pollution par le nitrate de l'eau ont été énumérés et expliqués. Nous pouvons donc assumer qu'en améliorant la qualité de l'eau il serait possible d'éviter (ou, à tout le moins, de diminuer) les effets négatifs de la pollution agricole par le nitrate. Il s'agit de voir les bénéfices sociaux comme le coût d'opportunité que représente une amélioration de la qualité de l'eau, c'est-à-dire que

²⁸ On multiplie la superficie du soja cultivée par l'augmentation de la productivité (le bénéfice net privé).
Donc, 108 502 acre · 14.23\$/acre = 1 543 983.46 \$

l'amélioration de la qualité de l'eau permet de réduire les pertes engendrées par la dégradation de l'environnement. L'amélioration de la qualité de l'eau dans la Rivière Nation Sud passe par l'utilisation du drainage contrôlé dans les exploitations agricoles. Dans la section 5, nous avons souligné le fait que le drainage contrôlé permettait de réduire la pollution par le nitrate. Cette réduction s'explique par le fait que le drainage contrôlé permet de conserver le nitrate dans le sol et d'augmenter l'humidité du sol ce qui diminue la nitrification²⁹, et augmente la dénitrification. De manière générale, on peut dire que moins de nitrate s'échappe des champs (Colombie-Britannique, 1998; Evans, et al., 1995). L'eutrophisation représente l'impact négatif le plus important pour la rivière Nation Sud et peut représenter des pertes économiques importantes en termes d'usages humains et de services écosystémiques. La destruction de la faune et la flore aquatique, à cause de l'eutrophisation ou de l'excès de nutriments, entraîne des coûts qu'il peut être difficile de chiffrer, mais qui sont réels. D'une part, on perd la biodiversité des rivières et des rivages. D'autre part, la croissance des algues bleu-vertes peut nuire aux plaisirs récréatifs tels que la baignade, la pêche, la navigation (Evans, et al., 1996b), etc. Le sujet de la diminution de la qualité de l'eau potable ne sera pas abordé, étant donné que les riverains ne consomment pas directement l'eau (sans traitement) provenant de la rivière Nation Sud.

Il est difficile d'évaluer les bénéfices sociaux engendrés par la réduction de la pollution agricole par le nitrate. Ceci s'explique par le fait que l'évaluation de la valeur monétaire accordée à l'amélioration de la qualité de l'eau est une pratique sujette à la

²⁹ Voir annexe 1. << La nitrification est un processus se déroulant dans les sols sous l'action de certains micro-organismes spécifiques et qui conduit à la transformation de l'ammoniac (ou de l'ammonium) en nitrate [...] >> (http://www.actu-environnement.com/ac/dictionnaire_environnement/definition/nitrification.php4, 29 novembre 2008)

divergence d'opinion. De multiples études ont été réalisées afin de déterminer la valeur monétaire attribuée à la qualité de l'eau. Cependant, les résultats varient énormément en fonction de plusieurs facteurs et des usages de l'eau : la population, la situation géographique, l'utilisation de la ressource, la méthode utilisée pour réaliser l'étude (Van Houtven, et al., 2007; Poe, 1999), etc. Van Houtven, et al. (2007) ont tenté de déterminer la valeur d'une amélioration de la qualité de l'eau en utilisant la méta-analyse. Les résultats obtenus indiquaient que le consentement à payer des utilisateurs augmentait de 74.34 à 77.01 dollars canadiens (2006)³⁰ pour une amélioration de la qualité de l'eau d'un niveau sur l'échelle³¹ (Van Houtven, et al., 2007). D'autre part, le consentement à payer des non-utilisateurs n'augmentait que de 3.98 à 6.63 dollars canadiens (2006)³² (Van Houtven, et al., 2007). Les auteurs ont souligné le fait qu'il était très difficile d'effectuer un transfert des bénéfices, étant donné que d'une étude à l'autre il n'y avait pas de constance dans la définition de la qualité de l'eau. Cependant, ils sont arrivés à déterminer qu'il existait un lien entre le consentement à payer et le degré d'amélioration de la qualité de l'eau, le revenu et l'utilisation ou la non-utilisation de l'eau. La différence entre les valeurs obtenues pour les utilisateurs et les non-utilisateurs souligne le fait que l'utilisation directe de la ressource, telle que les pratiques récréatives, représente une plus grande valeur pour les individus que les valeurs de non-usage (par exemple, la valeur d'existence ou la valeur de legs). Cette observation confirme l'hypothèse selon laquelle le consentement à payer pour l'amélioration de la qualité de l'eau repose davantage sur les usages humains. Donc, il est possible de dire que la réduction de la pollution par le nitrate

³⁰ La conversion est effectuée en transformant les dollars américains (2000) en dollars américains (2006) par un facteur de conversion de 0.854 (Sahr, 2008). Puis, on convertit en dollars canadiens (2006) grâce à un facteur de conversion de 0.882 (Banque du Canada, 2006).

³¹ La gradation des niveaux de qualité de l'eau s'effectue grâce à une échelle semblable à celle du tableau 1.

³² Voir note 27.

procure des bénéfices pour l'ensemble de la population sous la forme de l'amélioration de la qualité de l'eau. Une façon d'évaluer la valeur de l'amélioration de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière Nation Sud est d'utiliser la valeur du consentement à payer trouvée par Van Houtven et al. (2007) et de la transposer à l'est-ontarien. Afin de déterminer le bénéfice social pour l'ensemble du bassin versant, il s'agit de multiplier le consentement à payer pour l'amélioration de la qualité de l'eau d'un niveau avec la population de la région. Puisque l'ensemble de la population n'utilise pas la rivière Nation Sud et que les utilisateurs ne peuvent être identifiés, on ne peut pas utiliser la valeur d'usage. Donc, l'étude s'effectuera avec le consentement à payer des non-utilisateurs comme seuil minimum, on obtient 439 790 dollars canadiens³³ (2006). La valeur trouvée représente une limite inférieure aux bénéfices sociaux agrégés pour la région (Crabbé, 2008). Les résultats obtenus sont basés sur une amélioration de la qualité de l'eau de un niveau sur l'échelle de la qualité de l'eau. Cependant, il est possible que le drainage contrôlé puisse permettre une amélioration de la qualité de l'eau supérieure à un niveau sur l'échelle de la qualité de l'eau. Dans le cadre de cette recherche, il n'a pas été possible de déterminer le niveau de l'amélioration de la qualité de l'eau. Au moment de la rédaction, l'équipe étudiant les aspects environnementaux du projet de recherche sur les PGB dans le bassin versant de la rivière Nation Sud travaillait à déterminer l'amélioration de la qualité de l'eau obtenue grâce au drainage contrôlé.

³³ Le bénéfice social agrégé est déterminé pour une population de 110 500 habitants (Statistiques Canada, 2008c).

8 Conclusions

La recherche a permis d'évaluer les coûts privés et les avantages privés du drainage contrôlé pour un agriculteur et d'estimer l'avantage net potentiel pour l'ensemble du bassin versant. De plus, les rendements expérimentaux dans le bassin versant de la rivière Nation Sud ont fourni l'information nécessaire pour établir les bénéfices privés d'un agriculteur typique. Ces résultats ont été extrapolés à l'échelle du bassin versant sur les surfaces cultivées de 2006. À partir de la littérature, il a été possible de commencer à chiffrer les bénéfices sociaux de non-usage en faisant l'hypothèse d'une amélioration d'un niveau sur l'échelle de la qualité de l'eau. Donc, nous pouvons combiner ces résultats pour déterminer si la réduction des effluents agricoles de nitrate par le drainage contrôlé est une pratique rentable. Dans la section 6, il a été établi que le coût d'implantation du DC par acre est de 13.32\$/an. Alors que les bénéfices bruts privés révélés dans la section 7.1 était de 23.61\$/acre pour le maïs et de 27.55\$/acre pour le soja. La différence entre les bénéfices bruts privés et les coûts privés nous a permis d'affirmer que l'implantation du drainage contrôlé est une PGB profitable tel que le démontre le tableau 7. Les bénéfices nets privés pour l'ensemble du bassin versant s'élèvent à environ 2.687 million de dollars. Malgré le fait que l'agriculteur ait négligé les externalités positives de la réduction des effluents agricoles de nitrate dans son évaluation des coûts et des bénéfices du drainage contrôlé, les résultats indiquent que les bénéfices nets privés sont positifs.

Il est possible de réaliser le même exercice pour l'ensemble du bassin versant afin d'intégrer les bénéfices sociaux à l'analyse. Les coûts totaux annuels privés calculés dans

la section 6 se chiffraient à environ 2.925 million de dollars et les bénéfices nets privés totaux étaient d'environ 2.687 million de dollars. Le montant des bénéfices nets privés totaux considère la superficie cultivée du maïs et du soja, et néglige les autres cultures. Il est à supposer qu'en réalité le DC ne serait pas appliqué à l'entièreté des champs cultivés, étant donné que certains champs ne seraient pas propices à l'application cette PGB. De plus, certains agriculteurs demeureront réticents à la modification leurs habitudes et ils ne voudront pas installer le drainage contrôlé sur leurs terres. D'autre part, les aléas normaux de l'agriculture affecteront les bénéfices privés. Par exemple, une période de sécheresse fera diminuer les bénéfices privés. De plus, la variabilité des prix peut affecter les bénéfices, car l'exercice a été réalisé avec les prix du maïs et du soja en 2006. Il est également important de souligner que les agriculteurs effectuent des rotations dans leurs cultures. Ces rotations affectent les bénéfices privés puisque certaines variétés sont plus profitables que d'autres (Crabbé, et al., 2008). Dans la section 7.2, nous avons déterminé que les bénéfices sociaux de non-usage étaient de 439 790 dollars. En combinant les informations pour l'ensemble du bassin versant, on obtient un bénéfice net positif substantiel tel que le démontre le tableau 7. Du point de vue économique, l'implantation du drainage contrôlé permettrait d'obtenir des bénéfices nets privés et de diminuer les effets négatifs de la pollution par le nitrate sur l'environnement. Cependant, l'adoption de PGB par les agriculteurs ne repose pas entièrement sur l'évaluation économique. D'autres éléments entrent en jeu lors de l'évaluation de l'adoption de PGB. Knowler et Bradshaw (2007) ont défini quatre principales catégories de facteurs influençant l'adoption de PGB : les caractéristiques liées à l'exploitation agricole et à la famille, les caractéristiques biophysiques d'exploitation agricole, les finances de l'exploitation agricole et sa gestion,

et les facteurs exogènes. De plus, une étude d'Ipsos et du Conseil des Nutriments Culturels (2006) a souligné le fait qu'un appui financier du gouvernement est essentiel à l'adoption des PGB telle que le drainage contrôlé. Il est donc important de tenir compte des bénéfices sociaux afin de déterminer l'impact social du DC dans la région est-ontarienne.

Tableau 7 Les coûts et les bénéfices d'une réduction des effluents de nitrate dans le bassin versant de la rivière Nation Sud

Analyse des coûts privés et bénéfices privés par acre	
Coûts privés annuels	13.32\$
Bénéfices bruts annuels privés	23.61\$ pour le maïs 27.55\$ pour le soja
Bénéfices bruts privés annuels - Coûts annuels = bénéfices nets privés annuels	10.29\$ pour le maïs 14.23\$ pour le soja
Analyse des coûts et bénéfices pour l'ensemble du bassin versant de la rivière Nation Sud	
Coûts totaux privés annuels	~ 2.925 million \$
Bénéfices bruts privés totaux	~ 5.612 million \$
Bénéfices nets privés annuels totaux	~ 2.687 million \$
Bénéfices sociaux annuels de non-usage	439 790 \$
Bénéfices nets privés annuels totaux + Bénéfices sociaux annuels de non-usage	~ 3.127 million \$

D'après l'analyse réalisée dans cette étude, il ressort qu'il est profitable pour l'agriculteur et la société de réduire les effluents agricoles de nitrate. Le drainage contrôlé

se présente comme une solution efficace pour obtenir cette réduction. Cependant, il serait intéressant d'explorer d'autres angles du problème présenté dans cette recherche. S'il était possible de déterminer la quantité de nitrate que le drainage contrôlé permet de retenir dans les champs, alors on pourrait supposer que l'agriculteur utiliserait une quantité moindre d'engrais et qu'il obtiendrait la même production. On pourrait transposer la quantité de nitrate épargnée par l'agriculteur en équivalent monétaire. Une autre possibilité de recherche serait l'amélioration de l'échelle de la qualité de l'eau. En intégrant des caractéristiques physiques telle que la concentration de nitrate, il serait possible de créer une échelle plus précise. On pourrait également y inclure les réductions de nitrate trouvées expérimentalement dans la région est-ontarienne. Cet outil pourrait fournir des données plus détaillées sur les bénéfices sociaux et privés particuliers à la région. Malgré tout, les résultats de cette recherche sont encourageants pour l'avenir du drainage contrôlé.

Bibliographie

Actu-environnement (2008a), Définition de dénitrification biologique, *Dictionnaire Encyclopédique*, http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/denitrification_biologique.php4 (29 novembre 2008).

Actu-environnement (2008b), Définition de nitrification, *Dictionnaire Encyclopédique*, http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/nitrification.php4 (29 novembre 2008).

Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) (2007), *L'évaluation des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPB) : Nation Sud, Ontario*, AAFC # 10314F, 7 p.

Basu, B.K. et F.R. Pick (1996), Factors Regulating Phytoplankton and Zooplankton Biomass in Temperate Rivers, *Limnology and Oceanography*, Vol. 41, No. 7 (Nov.), pp. 1572-1577.

Banque du Canada (2006), *Moyenne annuelle des taux de change*, Département des marchés financiers, <http://www.bank-banque-canada.ca/pdf/nraa06.pdf> (12 janvier, 2009).

Beumais, O. et M. Chiroleu-Assouline (2001), *Économie de l'environnement*, Éditions Bréal, Rosny-sous-Bois, 239 p.

Belcher, H.W. et F.M. D'Itri (1995), *Subirrigation and Controlled Drainage*, Lewis Publishers, Boca Raton, 482 p.

Bøckman, O.C. et T. Granli (1991), Human Health Aspects of Nitrate Intake from Food and Water, dans M.L. Richardson (éd.), *Chemistry, Agriculture and the Environment*, Royal Society of Chemistry, pp. 373-388.

Braul, L. et B. Kirychuk (2001), *Water Quality and Cattle: Importance of Water Quality to Cattle*, PFRA, <http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1187377614629&lang=e> (5 décembre 2008).

Brown, L.C. et A.D. Ward (1997), *Understanding Agricultural Drainage*, Ohio State University Extension, Factsheet Extension, AEX-320-97, <http://ohioline.osu.edu/aex-fact/0320.html> (5 décembre 2008).

Bürgenmeier, B. (2004), *Économie du développement durable*, Éditions de Boeck, Bruxelles, 267 p.

Canadian and Ontario Department of Agriculture (1962), *Soil Survey of Russell and Prescott Counties*, Report No.3 of the Ontario Soil Survey,
<http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/on/on33/intro.html#report> (6 décembre 2008).

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2007), *Canadian Environmental Quality Guidelines*, Water-Aquatic Life,
http://www.ccme.ca/publications/cegg_rcqe.html (7 décembre 2008).

Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley et V.H. Smith (1998), Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen, *Ecological Applications*, Vol. 8, No. 3, pp. 559-568.

Colombie-Britannique (1998), *Controlled Drainage / Subirrigation*, Ministry of Agriculture and Food, Drainage Factsheet, Order No. 564.000-1, 10 p.,
<http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt/publist/500series/564000-1.pdf> (1 décembre 2008).

Crabbé, P. (2008), *Brief Survey of the Economic Literature Pertinent to the Evaluation of the Social Benefits of Water Quality Improvement Due to Nitrate Non-point Pollution Reduction in the South Nation Watershed*, University d'Ottawa, Institut de l'environnement, 9 p. (non-publié).

Crabbé, P., H. Clark et M-P. Martin (2008), *Watershed Evaluation of BMPs (WEBs) in the South Nation*, WEBs I Final Report, University of Ottawa, Institute of the Environment, 94 p. (non-publié).

Doering, O.C., F. Diaz-Hermelo, C. Howard et autres (1999), *Evaluation of the Economic Costs and Benefits of Methods for Reducing Nutrient Loads to the Gulf of Mexico: Topic 6 Report for the Integrated Assessment on Hypoxia in the Gulf of Mexico*, U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Decision Analysis Series No. 20, http://oceanservice.noaa.gov/products/hypox_t6final.pdf (1 décembre 2008).

Drury, C.F., S.C. Tan, J.D. Gaynor, T.O. Oloya, and T.W. Welacky (1996), Influence of controlled Drainage-subirrigation on Surface and Tile drainage Nitrate Loss, *Journal of Environmental Quality*, vol. 25, pp. 317-324.

El-Sadek, A., J. Feyen, W. Skaggs et J. Berlamont (2002), Economics of Nitrate Losses from Drained Agricultural Land, *Journal of Environmental Engineering*, vol. 128, No. 4, pp. 376-383.

Evans, R. et W. Skaggs (1996), *Operating Controlled Drainage and Subirrigation Systems*, North Carolina Cooperative Extension Service, AG 356,
<http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/evans/ag356.html> (1 décembre 2008).

Evans, R., W. Skaggs et R.E. Sneed (1996a), *Economics of Controlled Drainage and Subirrigation Systems*, North Carolina Cooperation Extension Service, AG 397, <http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/evans/ag397.html> (1 décembre 2008).

Evans, R., J.W. Gilliam et W. Skaggs (1996b), *Controlled Drainage Management Guidelines for Improving Drainage Water Quality*, North Carolina Cooperative Extension Service, AG 443, <http://www.bae.ncsu.edu/programs/extension/evans/ag443.html> (1 décembre 2008).

Evans, R.O., R.W. Skaggs et J.W. Gilliam (1995), Controlled versus Conventional Drainage Effects on Water Quality, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, July/August, pp. 271-276.

Environnement Canada (2004), *Canadian Climate Normals 1971-2000 : Ottawa MacDonald-Cartier Int'l A*, Ontario*, http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climate_normals/results_e.html?Province=ALL&StationName=&SearchType=BeginsWith&LocateBy=Province&Proximity=25&ProximityFrom=City&StationNumber=&IDType=MSC&CityName=&ParkName=&LatitudeDegrees=&LatitudeMinutes=&LongitudeDegrees=&LongitudeMinutes=&NormalsClass=A&SelNormals=&StnId=4337&start=1&end=13&autofwd=1 (9 décembre 2008).

Environnement Canada (2005), *Canadian Water Quality Guidelines : Nitrate*, Guidelines at a Glance, Février, 2 p., http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/GAAG_Nitrate_e.pdf (15 janvier, 2009).

Hanley, N. (1990), The Economics of Nitrate Pollution, *European Review of Agricultural Economics*, 17, pp. 129-151.

Haughton, Jennifer (2002), *State of the Nation: A State of the Environment Report for the South Nation River Watershed*, Environmental Sciences Program, University of Ottawa, Mai, 71 p.

Howarth, R.W., G. Billen, D. Swaney, A. Townsend, N. Jaworski, K. Lajtha, J.A. Downing, R. Elmgren, N. Caraco, T. Jordan, F. Berendse, J. Freney, V. Kudryakov, P. Murdoch et Z. Zhao-Liang (1996), Regional Nitrogen Budgets and Riverine N & P Fluxes for the Drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and Human Influences, *Biochemistry*, Vol. 35, No. 1, pp. 74-139.

Iowa State University (ISU) (2001), *Nitrate in Drinking Water and Human Health*, Iowa Fact Sheet, <http://www.extension.iastate.edu/Publications/EDC232c.pdf> (5 décembre 2008).

Ipsos et Conseil des Nutriments Culturels (*Crop Nutrient Council*) (2006), *Adoption of Environmentally and Economically Sustainable Beneficial Management Practices*, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Mai, 188 p.

Knowler, Duncan et Ben Bradshaw (2007), Farmers' Adoption of Conservation Agriculture: A Review and Synthesis of Recent Research, *Food Policy*, vol. 32, issue 1, pp. 25-48.

Lalonde, V., C.A. Madramootoo, L. Trenholm et R.S. Broughton (1996), Effects of Controlled Drainage on Nitrate Concentrations in Subsurface Drain Discharge, *Agricultural Water Management*, vol. 29, pp. 187-199.

Landerfeld, M. et J. Bettinger (2002), *Water Effects on Livestock Performance*, Ohio State University Factsheet, Agriculture and Natural Resources 13-02, 3 p., <http://ohioline.osu.edu/anr-fact/0013.html> (5 décembre 2008).

Lapen, D. and M. Sunohara (2007), *WEBS Science Component 2007 Update* (ppt presentation), November 8.

Lardner, H.A., B.D. Kirychuk, L. Brault, W.D. Willms et J. Yarotski (2005), The Effect of Water Quality on Cattle Performance on Pasture, *Australian Journal of Agricultural Research*, vol. 56, pp. 97-104.

McKague, Kevin, Keith Reid et Hugh Simpson (2005), *Répercussions environnementales de l'utilisation d'azote en agriculture*, Fiche Technique MAAARO, Agdex 720/500, <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-074.htm> (29 novembre 2008).

Millenium Ecosystem Assessment (MA) (2003), *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*, Island Press, Washington, 245 p.

Norges Bank (2005), *Historical Exchange Rates*, http://www.norges-bank.no/templates/article_42331.aspx (4 décembre 2008).

Ongley, E.D. (1996), *Control of Water Pollution from Agriculture*, FAO Irrigation and Drainage Paper 55, Rome, 101 p. <ftp://ftp.fao.org/agl/aglw/docs/idp55e.pdf> (5 décembre 2008).

Poe, G.L. (1999), Maximizing the Environmental Benefits per Dollar Expended: an Economic Interpretation and Review of Agricultural Environmental Benefits and Costs, *Society and Natural Resources*, 12:6, pp. 571-598.

Pommainville, A, L. Brunet, and P. Joosse (2007), Update on the Agriculture Management Survey, October 30, ppt presentation.

Radio-Canada (2006), *Les algues bleues s'attaquent aux lacs de l'Outaouais*, Mise à jour du vendredi 20 octobre 2006, <http://www.radio-canada.ca/regions/ottawa/2006/10/20/001-lac-pollution-outaouais.shtml> (28 novembre, 2008).

Sahr, R.C. (2008), *Consumer Price Index (CPI) Conversion Index Factors 1774 to Estimated 2018 to Convert Dollars of 2006*, Oregon State University, Political Science

Department, <http://oregonstate.edu/cla/polisci/faculty-research/sahr/cv2006.pdf> (6 décembre 2008).

Statistiques Canada (2008a), *Table 4.3-2 Land Use – Land in Crops (excluding Christmas tree area), Census Years 2006 and 2001*, <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-629-x/4/4182515-eng.htm> (6 décembre 2008).

Statistiques Canada (2008b), *Table 5.1-8 Hay and field crops – Total Corn, Census Year 2006*, <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-629-x/5/4182646-eng.htm> (6 décembre 2008).

Statistiques Canada (2008c), *Population and dwelling counts, for Canada, provinces and territories, and census divisions, 2006-2001 censuses – 100% data*, <http://www12.statcan.ca/english/census06/data/popdwel/Table.cfm?T=702&PR=35&S=0&O=A&RPP=25> (6 décembre 2008).

Statistiques Canada (2008d), *Table 5.1-15 Hay and field crops – Soybeans, Census Years 2006 and 2001*, <http://www.statcan.gc.ca/pub/95-629-x/5/4124177-eng.htm> (6 décembre 2008).

Universalis (2008), *Eutrophisation*, <http://www.universalis.fr/encyclopedie/T500506/EUTROPHISATION.htm> (3 décembre 2008).

Van Houtven, G., J. Powers et S.K. Pattanayak (2007), Valuing Water Quality Improvements in the United States using Meta-analysis: Is the Glass Half-full or Half-empty for National Policy Analysis?, *Resource and Energy Economics*, 29, pp. 206-228.

Vaughan, W.J. (1984), Tee RFF Water Quality Ladder, Appendix D, dans Mitchell, R.C. et R.T. Carson (1984), *Willingness to Pay for National Freshwater Quality Improvements*, Resources for the Future, Washington, D.C., [http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerfile.nsf/vwAN/EE-0219-04.pdf/\\$file/EE-0219-04.pdf](http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerfile.nsf/vwAN/EE-0219-04.pdf/$file/EE-0219-04.pdf) (5 décembre 2008).

Vlotman, W.F. et H.C. Jansen (2003), *Controlled Drainage for Integrated Water Management*, Paper No. 125, Presented at the 9th International Drainage Workshop, 16 p. http://library.wur.nl/file/wurpubs/LUWPUBRD_00327967_A502_001.pdf (5 décembre 2008).

Wesström, I. et I. Messing (2007), Effects of Controlled Drainage on N and P Losses and N Dynamics in Loamy Sand with Spring Crops, *Agricultural Water Management*, vol. 87, pp. 229-240.

Wesström, I., I. Messing, H. Linnér et J. Lindström (2001), Controlled Drainage – Effects on Drain Outflow and Water Quality, *Agricultural Water Management*, vol. 47, pp. 85-100.

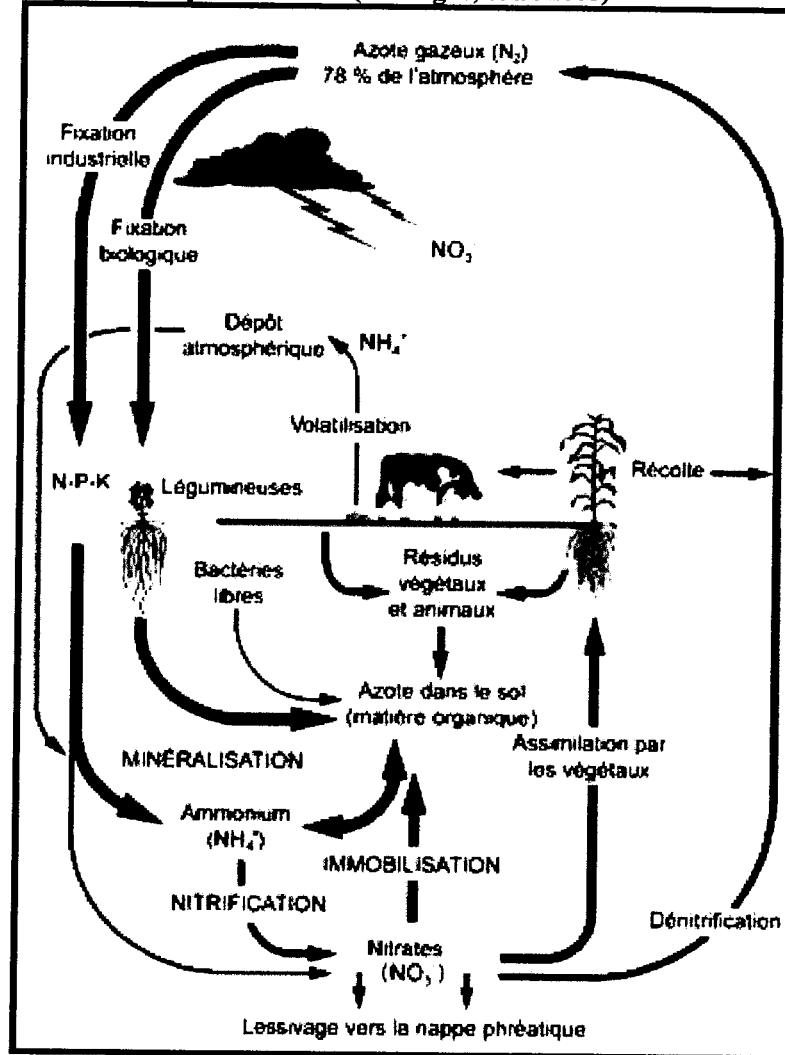
Willms, W.D., O. Kenzie, D. Quinton et P. Wallis (1996), The Water Source as a Factor Affecting Livestock Production, dans *Meeting future challenges. Water resources and agriculture: protecting our future*, Proceeding of the 1996 Canadian Society of Animal Science Annual Meeting.

Zimmerman, A., D. Veira, M. von Keyserlingk, D. Weary et D. Fraser (2002), *Water Quality Affects Drinking Behaviour and Consumption*, UBC Dairy Education & Research Centre, Research Reports, Vol. 2, No. 9, 2 p.
http://www.landfood.ubc.ca/dairy_centre/documents/research_vol2_no9.pdf (5 décembre 2008).

Zucker, L.A. and L.C. Brown (1998), *Agricultural Drainage: Water Table Management*, Ohio State University, Bulletin Extension 871-98,
http://ohioline.osu.edu/b871/b871_5.html (6 décembre 2008).

Annexe 1 L'azote et ses différentes formes

Figure a Le cycle de l'azote (McKague, et al. 2005)



Les différentes formes d'azote rencontrées dans le cycle de l'azote (McKague, et al., 2005) sont :

- N_2 , l'azote à l'état gazeux
- NO_3^- , les nitrates sont des composés extrêmement solubles.
- NO_2^- , les nitrites sont le résultat de la transformation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrates et sont solubles.
- NH_3 , l'ammoniac ne représente pas de danger pour les humains, mais il est mortel pour les poissons lorsqu'il est en trop forte concentration.

Annexe 2 Statistiques sur le bassin versant de la rivière Nation Sud (2006)

Tableau A Statistiques sur le bassin versant de la rivière Nation Sud (tirées de Statistiques Canada)

Sites géographiques	Population en 2006 ¹ (habitants)	Total de la superficie cultivée ² (acres)	Superficie cultivée – maïs-grain ³ (acres)	Superficie cultivée – soja ⁴ (acres)
Dundas Sud	10 535	52 757	17 406	13 633
Dundas Nord	11 095	78 929	23 918	21 564
Stromont Nord	6769	69 470	20 408	17 138
Glengarry Nord	10 635	55 679	7227	10 830
Alfred et Plantagenêt	8654	40 073	4828	6026
La Nation	10 643	80 299	16 929	19 283
Clarence-Rockland	20 790	25 801	4463	5840
Russell	13 883	32 783	10 836	9697
Edwardsburgh/Cardinal	6689	16 574	3453	3448
Augusta	7510	13 519	1628	1043
Ensemble du bassin versant de la rivière Nation Sud	107 203	465 884	111 096	108 502

Note : L'omission de la ville d'Ottawa s'explique par le fait que la ville n'occupe qu'une faible partie du bassin versant, mais qu'elle est composée d'une forte population. Donc, son intégration aurait faussé les résultats.

¹ Statistiques Canada, 2008c

² Statistiques Canada, 2008a

³ Statistiques Canada, 2008b

⁴ Statistiques Canada, 2008d

