

agrosol

La revue de **l'agroenvironnement**



irda

INSTITUT DE RECHERCHE
ET DE DÉVELOPPEMENT EN
AGROENVIRONNEMENT

Compte rendu de recherche en agroenvironnement
Décembre 2005, vol. 16, n°2

Compte rendu de recherche en agroenvironnement

Décembre 2005, vol. 16, n° 2



INSTITUT DE RECHERCHE
ET DE DÉVELOPPEMENT EN
AGROENVIRONNEMENT

Directrice générale de l'IRDA
Gisèle Grandbois

Directeur de la revue Agrosol
Marc R. Laverdière

Éditeur en chef
Marcel Giroux

Éditeurs associés
Denis Côté
Vincent Girard
Daniel-Yves Martin
Aubert R. Michaud
Adrien N'Dayegamiye
Pierre O. Thibodeau

**Traitement, lecture
et correction des textes**
Claudine Jomphe

Graphisme
Julie Nadeau

ABONNEMENT

Contactez Linda Mc Caughan
au (450) 778-6522, #221
ou remplissez le formulaire disponible
à www.irda.qc.ca.

SOUMISSION DES ARTICLES

Éditeur en chef
Revue Agrosol
Institut de recherche et de
développement en agroenvironnement
Complexe scientifique, bureau D.1.110
2700, rue Einstein
Sainte-Foy, Québec
G1P 3W8

Téléphone : (418) 643-2334
Télécopieur : (418) 644-6855
Courrier électronique : agrosol@irda.qc.ca
Site internet : www.irda.qc.ca

Table des matières

Mot directeur 103

RESSOURCES

**Épandage automnal des MRF – risques environnementaux
et mesures préventives** 105

M. Hébert

Étude pédologique des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne 123

M. Rompré, M. Gagnon, Y. Lemay, G. Laflamme et M. R. Laverdière

PRODUCTIONS VÉGÉTALES

**Effets de l'application à taux variable d'engrais
potassique et magnésien sur le rendement
et la composition minérale du fourrage** 127

B. Gagnon, M.C. Nolin, A.N. Cambouris et G. Bélanger

**Effets des apports de composts de résidus ménagers
sur les rendements des cultures et certaines
propriétés du sol** 135

A. N'Dayegamiye, A. Drapeau et M. R. Laverdière

PRODUCTIONS ANIMALES

**Évaluation par bilan massique du procédé
Sequencia de traitement du lisier** 145

J.-P. Larouche, Y. Martineau, F. Pelletier et F. Léveillé

Notes aux lecteurs

Les auteurs assument la responsabilité de leur article. Toute reproduction est interdite sans le consentement des auteurs et de la direction de la revue **Agrosol**.

Maîtrise des ressources et développement de technologies : des appuis au développement durable en agriculture

Le maintien d'une agriculture prospère passe par son développement durable. Au-delà des mots qui se retrouvent sur les lèvres et dans les écrits des politiciens et des environnementalistes, il y a les actions concrètes qui découlent du travail soutenu des chercheurs(es) qui travaillent sans relâche à rendre l'agriculture d'ici à la fois plus respectueuse de l'environnement et plus compétitive. **Agrosol** poursuit sa mission visant à assurer le transfert de résultats de travaux novateurs en vue d'appuyer les conseillers(ères) agricoles dans leurs démarches auprès des producteurs(trices) pour optimiser leurs apports d'intrants tout en respectant l'agroenvironnement.

Ainsi dans la section « Ressources », un article portant sur les risques associés aux pathogènes retrouvés dans les biosolides municipaux et autres matières résiduelles fertilisantes (MRF) est présenté. L'auteur fait état de la qualité des produits valorisés en agriculture, ainsi que des normes actuellement en vigueur en prévision de leur valorisation, afin de minimiser les risques à la santé humaine et animale. L'auteur fait également mention des précautions qui entourent la valorisation des MRF et fait part de modifications qui pourraient être apportées à certaines normes en vigueur et qui découlent de recherches récentes effectuées au Québec.

Dans cette même section, **Agrosol** est fière de vous annoncer la publication de l'Étude pédologique des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne à l'échelle 1: 20 000. Dans un court article, les auteurs vous présentent des caractéristiques importantes de la superficie inventoriée qui couvre plus de 30 000 ha, localisés dans les cinq MRC de la région et s'étirant de Cap-Chat en bordure du fleuve jusqu'à l'Ascension-de-Patapédia aux confins de la Baie-des-Chaleurs.

L'utilisation d'une nouvelle stratégie de fertilisation, telle l'application à taux variable de potassium (K) et de magnésium (Mg), ne permet pas systématiquement d'améliorer les rendements et la composition minérale d'une prairie composée de trèfle-rouge/fléole, comparativement à l'application uniforme. C'est ce qui ressort d'une recherche réalisée par des chercheurs d'Agriculture et agroalimentaire Canada et dont les résultats sont présentés dans la section « Productions végétales » de ce numéro d'**Agrosol**. Les auteurs font mention de variations qui ont été mesurées au cours des deux années qu'a duré l'essai, soit en fonction de la culture dominante, de la coupe ou de certains autres paramètres de régie.

La valorisation de « ressources secondaires » en grandes cultures suite à leur compostage, constitue une avenue intéressante en raison des superficies importantes occupées par ces dernières et du manque de matière organique dans les sols de certaines régions du Québec. Des chercheurs de l'IRDA se sont penchés sur l'évaluation du potentiel des composts d'ordures ménagères comme sources d'azote et de matière organique, apportés dans une culture de maïs-grain pendant deux années consécutives, ainsi que sur les arrières effets de cette pratique dans des cultures de blé et d'orge. Certains paramètres reliés à la valorisation de ces MRF, dont la période d'apport, les niveaux d'azote ajoutés sont présentés dans la section « Productions végétales ». Les résultats tendent à montrer que les effets bénéfiques de ces apports sur les rendements, découleraient davantage d'une amélioration de la qualité du sol que de leur valeur fertilisante azotée intrinsèque.

Le traitement du lisier de porcs constitue un élément clé de l'expansion du secteur porcin au Québec. Plusieurs solutions potentielles sont en cours de développement et même d'évaluation. Le procédé *Sequencia* a fait l'objet d'un examen approfondi par des chercheurs de l'IRDA conjointement avec un partenaire privé et une synthèse des résultats obtenus est publiée dans la section « Productions animales ». Le présent article fait état des étapes du procédé ainsi que de l'efficacité de séparation de la matière sèche, des éléments fertilisants et des microorganismes à chacune des étapes retenues.

Bonne lecture.



Marc R. Laverdière
Directeur scientifique

Pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF : normes et critères de bonnes pratiques

* M. Hébert ¹

Résumé, *M. Hébert. **Pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF : normes et critères de bonnes pratiques.** *Agrosol*. 16 (2) : 105-122. L'utilisation des biosolides municipaux (boues municipales) en agriculture s'inscrit en continuité avec la pratique antique de fertilisation des plantes par les « fumiers humains ». Elle est aussi compatible avec le concept moderne du développement durable, dans la mesure où les contaminants sont en faibles teneurs dans les biosolides. Cet article documente plus particulièrement le risque potentiel posé par la présence d'agents pathogènes dans les biosolides municipaux et autres matières résiduelles fertilisantes (MRF) d'origine municipale et industrielle. Il présente aussi l'approche actuelle de gestion du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs pour minimiser les risques à la santé humaine et animale. L'analyse de la documentation consultée indique que les critères québécois sont très conservateurs. Environ 80 % des MRF épandues sur les sols agricoles sont désinfectées ou exemptes de contamination fécale (catégorie P1). Le 20 % restant (catégories P2 et P3) fait l'objet d'une désinfection partielle, s'il y a une contamination fécale, ainsi que de nombreuses contraintes d'épandage, beaucoup plus restrictives que les normes s'appliquant aux fumiers de ferme non désinfectés. De récentes recherches réalisées au Québec suggèrent toutefois certains ajustements à l'approche retenue, notamment en ce qui concerne la validité du paramètre *E. coli* comme indicateur du risque microbien dans certaines matrices.

Abstract, *M. Hébert. **Pathogens in biosolids and other residuals: standards and criteria for land application in Quebec.** *Agrosol*. 16 (2): 105-122. The use of municipal biosolids (treated sewage sludge) in agriculture follows the ancient tradition of fertilizing plants with « human manures ». This use is also compatible with the modern concept of sustainable development, as long as levels of contaminants in the biosolids are low. This article focuses specifically on the potential risks posed by pathogens in municipal biosolids and other fertilizing residuals (FR) of municipal and industrial origins. It also presents the current risk management practices of the Ministry of Sustainable development, Environment and Parks to minimize risks to human and animal health. A literature review shows that the Québec criteria are very conservative. Close to 80% of the FR spread on agricultural soils are either disinfected or not contaminated by fecal matter (P1 category). The remaining 20% (P2 and P3 categories) are partially disinfected, in case of fecal contamination, and are subject to many spreading restrictions, which are much more restrictive than those applied to non-disinfected farm manures. Recent studies in Québec suggest that the Québec approach needs certain modifications with regards to the validity of *E. coli* as a microbial risk indicator.

Key words: Bacteria, biosolids, sewage sludge, *E. coli*, helminths, pathogens, prions, salmonella, virus

Mots clés : Bactéries, biosolides, boues municipales, *E. coli*, helminthes, pathogènes, prions, salmonelles, virus.

1. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques en milieu terrestre
Service agricole, 675, boul. René-Lévesque Est, 9e étage (boîte 71), Québec (Québec), G1R 5V7, Canada

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 521-3950 # 4826, télécopieur : (418) 528-1035, courriel : marc.hebert@mddep.gouv.qc.ca

Introduction

La valorisation agricole des boues municipales fait régulièrement l'objet de polémiques en Amérique du Nord et en Europe. Outre la question des contaminants chimiques d'origine industrielle ou domestique, le risque microbien est également invoqué par ceux qui sont inquiets ou qui remettent en cause cette pratique (McKay, 2003; Wakelin et al., 2003). La préoccupation quant aux risques d'infections est d'ailleurs un des éléments ayant conduit à l'arrêt de la valorisation agricole des boues municipales et d'abattoirs en Suisse, en raison des craintes relatives à la maladie de la vache folle (Sanderson, 2004).

Plus près de nous, les préoccupations de citoyens quant aux aspects microbiens ont également causé l'arrêt temporaire du Programme de valorisation agricole des boues municipales d'Ottawa, il y a quelques années. Pourtant, l'hygiéniste en chef de la ville, ainsi qu'un médecin spécialiste en santé publique de l'Université de Toronto, étaient d'avis qu'il s'agissait d'une pratique sécuritaire (Apedaile et al., 2002). Il peut donc y avoir un décalage significatif entre le « risque perçu » et le « risque réel ».

De plus en plus de municipalités québécoises envisagent toutefois de valoriser leurs boues d'épuration, aussi appelées « biosolides » municipaux. Cette pratique, souvent plus économique que l'enfouissement, est d'ailleurs encouragée par la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008* (Québec, 2000). L'objectif de la valorisation vise notamment à réduire les impacts environnementaux associés à l'élimination dans un lieu d'enfouissement sanitaire. D'autres matières résiduelles fertilisantes (MRF) sont également valorisées sur les sols du Québec, même si certaines d'entre elles ont été contaminées par des matières fécales humaines ou animales, notamment les boues d'abattoirs, les composts et les biosolides papetiers.

En vue de documenter les risques microbiens reliés à la valorisation agricole, le présent article présentera d'abord sommairement le contexte historique et

agronomique de la valorisation des biosolides municipaux. Par la suite, on décrira les principaux pathogènes potentiellement présents dans les biosolides municipaux et les autres MRF, ainsi que les critères actuels de gestion du risque microbien, leurs fondements scientifiques, leurs forces et leurs faiblesses. L'article présentera finalement des modifications possibles à l'approche québécoise, afin de tenir compte de récentes études scientifiques réalisées notamment au Québec et au Canada.

Historique de la valorisation des « fumiers humains »

La défécation représente un « besoin fondamental » des animaux et des êtres humains en tant que mécanisme d'expulsion des déchets métaboliques du corps. Il en va de même pour l'excrétion urinaire. Ces mécanismes physiologiques ont aussi une portée écologique plus large, car les déjections et l'urine excrétées en milieu naturel ont pour effet de contribuer à la vie du sol et à la croissance végétale, en fournissant notamment de l'énergie, de la matière organique, des éléments nutritifs et une flore microbienne active.

L'humain a su tirer profit de cette fonction écologique en utilisant le fumier animal ou humain comme engrais. La Bible mentionne à cet effet l'utilité du fumier pour accroître la productivité des arbres fruitiers. Scott (1968) rapporte que « chez les peuples anciens, où l'agriculture était pratiquée, on considérait les excréments humains comme un puissant engrais qu'il fallait recueillir en totalité ». Scott (1968), rapporte aussi l'importance de l'utilisation agricole des excréments humains en Chine et en Belgique au début du siècle dernier.

Avec l'urbanisation croissante et l'avènement des systèmes d'égouts modernes, les « fumiers humains » ont toutefois été canalisés vers les rivières, comme au temps de la construction de la *Cloaca Maxima*, à Rome, 2500 ans plus tôt. Les canalisations d'égouts ont certes contribué à augmenter les conditions sanitaires des villes. Cependant, les rivières sont

devenues polluées en aval et on a perdu l'usage agricole des fumiers humains (Scott, 1968). Des stations d'épuration municipales ont donc été construites pour soutirer les excréments humains des effluents liquides, générant ainsi un résidu : les boues d'épuration municipales. Il était alors logique d'envisager de retourner au sol ces fumiers « reconstitués » pour la fertilisation des plantes.

Bien que l'utilisation des boues d'épuration municipales en agriculture remonte au milieu du 19^{ème} siècle en France, et au début du 20^{ème} siècle aux États-Unis, leur valorisation en sol québécois est relativement récente. La première utilisation agronomique documentée réfère aux boues de Plessisville, dans les années soixante (Jean Mercier, comm. pers.; Scott, 1968), alors que les boues étaient distribuées aux citoyens pour fins de jardinage. Dès travaux de recherche ont été entrepris dans les années « 80 » afin de déterminer leur valeur fertilisante. Ces recherches ont culminé en 1990 par le premier colloque provincial sur la valorisation agricole des boues municipales, à Gatineau (CQVB, 1990).

Contexte actuel de la valorisation des biosolides municipaux au Québec

Au début des années 2000, on estime qu'environ 11 % des boues d'épuration municipales, ou « biosolides municipaux », étaient valorisées comme matières fertilisantes (Hébert, 2004), soit environ 160 000 tonnes humides (MDDEP, 2004). Les biosolides municipaux valorisés au Québec contiennent en moyenne 7 kg d'azote et 6 kg de phosphore (P_2O_5) par tonne humide, ce qui en fait une source de N et de P souvent plus concentrée que les fumiers solides ou liquides de bovins et de porcs (Hébert, 2005), en raison d'un plus faible contenu en eau. La teneur en potassium est toutefois moindre que celle des fumiers animaux (Scott, 1968). Le potassium soluble des urines tend à rester dans la phase liquide lors du traitement des eaux usées et est alors rejeté, à même l'effluent liquide municipal, vers les eaux de surface.

La valorisation des biosolides municipaux au Québec s'inscrit dans la continuité de la tradition agraire antique. Elle est aussi en accord avec le principe de la « restitution » au sol des éléments nutritifs, qui constitue une des « lois » de l'agronomie moderne. Le *Guide de référence en fertilisation du Québec* (CRAAQ, 2003) consacre en quelque sorte le caractère agronomique de cette pratique par l'ajout d'une section spéciale sur le calcul de la valeur fertilisante de ces produits.

Une étude réalisée pour la Commission européenne indique que la valorisation représente également une alternative écologique et économique de gestion des biosolides municipaux, dans la mesure où les autorités gouvernementales s'assurent d'une gestion adéquate des risques (Aubin et al., 2002). Labelle (1995), du Réseau de la santé publique du Québec, mentionne aussi que : « *Lorsque bien encadrée, l'utilisation des boues d'épuration traitées est somme toute sécuritaire. Le risque existe toutefois dans des conditions « déviantes ».*

Dans ce contexte, le Gouvernement du Québec a décidé de favoriser la valorisation des boues municipales et industrielles dans sa *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*. Cependant, compte tenu que les boues d'épuration renferment des contaminants microbiens d'origine naturelle, ainsi que des rejets chimiques industriels ou domestiques, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a défini des normes et critères de bonnes pratiques. Le premier guide a été produit il y a près de 20 ans (MENV, 1987). Ces critères ont été révisés dix ans plus tard (MEF, 1997), puis ont fait l'objet d'une troisième génération (MDDEP, 2004). Le plus récent Guide intègre également les normes réglementaires adoptées en 2002 concernant l'utilisation des MRF, dont celles du Règlement sur les exploitations agricoles (REA) et du Règlement sur le captage des eaux souterraines (RCES) qui imposent notamment des distances séparatrices pour la protection de l'eau.

L'approche agroenvironnementale retenue par le MDDEP concernant les contaminants chimiques, les odeurs et les nutriments a été discutée dans plusieurs publications antérieures (Chassé et al., 2003; Groeneveld et Hébert, 2002; Hébert, 1998, 2003, 2004, 2005; Van Coillie et Laquerre, 2003; MDDEP, 2004) et ne sera pas reprise dans le présent article.

Pathogènes à risque

Si la fertilisation des plantes est une des fonctions écologiques « positives » de l'excrétion fécale et urinaire des animaux, il y a également une fonction écologique plus « négative », soit la propagation d'organismes pathogènes. Elle implique certaines espèces d'helminthes, de protozoaires, de bactéries et de virus.

Helminthes

Les helminthes sont des vers parasites qui ont obligatoirement besoin d'un hôte pour leur reproduction. Certaines espèces assurent leur survie par une contamination fécale-orale et nécessitent parfois la présence d'un hôte intermédiaire avant de pouvoir infecter un hôte définitif. Un exemple bien connu est celui de *Taenia saginata*, un platyhelminthe (ver plat) qui affecte le bœuf lorsque ce dernier ingère de l'herbe contaminée par des excréments humains contenant des oeufs. Cette contamination peut entraîner la cysticercose chez le bœuf. La transmission du parasite se fait ensuite de l'animal à l'homme, par la consommation de viande insuffisamment cuite, avec développement d'un « ver solitaire » adulte dans l'intestin de l'humain infecté, puis le cycle continue.

Il existe aussi des helminthes spécifiques à une seule espèce animale, dont *Ascaris lumbricoides*, un nématode (ver rond) qui infeste l'humain et qui se transmet notamment par la consommation de légumes non cuits qui ont préalablement été contaminés par les excréments d'un autre humain parasité. La prévalence de ce parasite serait toutefois faible au Canada, sauf dans certaines régions (TMCR, 2005).

Il y a peu de documentation disponible sur la prévalence des helminthes dans les boues d'épurations municipales du Québec. Couillard et al. (1995) indiquaient toutefois une absence de vers parasites des humains dans les boues séchées de Québec et dans les boues biologiques de Victoriaville. Par contre, Graham (1983, cité par Apedaile et al., 2002) mentionne la présence d'œufs de parasites dans plusieurs boues municipales en Ontario. À titre comparatif, Rivard et Huneault (1992) estimaient au début des années « 90 », que 90 % des bovins de tous âges étaient parasités par divers types d'helminthes, en raison notamment d'une contamination fécale/orale entre les bovins, au pâturage.

Protozoaires

Certains protozoaires (organismes unicellulaires eucaryotes) sont également des parasites qui ont besoin d'hôtes pour compléter leur cycle vital. Les genres *Giardia* et *Cryptosporidium* peuvent notamment infecter l'humain suite à une consommation d'eau contaminée par des matières fécales animales ou humaines (Chevalier et al., 2004). Le cas le plus spectaculaire fut la contamination de Milwaukee en 1993, où environ 400 000 personnes ont été affectées par le *Cryptosporidium* (Fox et Lytle, 1996 et MacKenzie et al., 1994, cités par Chevalier et al., 2004). Chauret et al. (1999, cités par Wakelin et al., 2003) rapportent qu'à Ottawa, les eaux usées municipales brutes contiennent environ 5 000 oocystes de *Cryptosporidium* et 8 000 cystes de *Giardia* par 100 mL et que respectivement 99,9 et 96 % de ces organismes sont détruits après digestion des boues.

Virus entériques

Les virus entériques (qui se multiplient dans le système digestif) sont un troisième groupe d'organismes qui ont obligatoirement besoin d'un hôte pour se reproduire. Sauf exception, ils sont généralement très spécifiques à l'hôte – les virus entériques se transmettant à l'intérieur de leur espèce hôte. Certains virus peuvent également être transmis de l'animal à l'humain, mais cette transmission

nécessite généralement des contacts directs. L'USEPA (1999) mentionne aussi qu'il existe un risque de transmission de certains virus entériques de l'humain aux animaux à sang chaud. Les virus entériques se transmettent souvent par une contamination fécale/orale, notamment les norovirus (anciennement appelés « virus de type Norwalk »), responsables de plusieurs centaines d'éclotions de maladie par année au Canada (ASPC, 2005). La dose infectieuse minimale est d'ailleurs faible, souvent moins de 10 virus entériques. Selon Payment (1993), l'ingestion par inadvertance de seulement 1 mg de selles d'un individu infecté, placées sur la main ou un jouet, peut suffire à initier l'infection (phénomène fréquemment observé dans les garderies). Par contre, il faudrait ingérer des quantités significatives de biosolides municipaux avant qu'il y ait un risque d'infection. Cela tient au fait que les virus y sont faiblement concentrés, généralement moins de 100/g, dans les boues activées et moins de 1/g avec les boues chaulées (Payment, 1993). La teneur en virus serait particulièrement faible dans les biosolides valorisés au Québec, en raison de l'état de santé de la population et des mesures d'hygiène (Payment, 1993). Des virus d'origine non entérique, tels le virus du SIDA, peuvent également se trouver dans les eaux usées municipales brutes. Toutefois, leur séparation de l'hôte et les conditions de traitement des eaux usées rendent pratiquement impossible la présence du virus du SIDA dans les biosolides municipaux valorisés en agriculture (Lue-Hing et al., 1999, cités par USEPA, 1999).

Bactéries

Un quatrième groupe de pathogènes présents dans les déjections humaines ou animales sont les bactéries. Suite à un épandage, elles peuvent contaminer les aliments ou l'eau, si des mesures préventives ne sont pas prises. L'épisode de Walkerton a démontré que ce risque n'était pas négligeable, alors que, suite à une consommation d'eau contaminée, 2 300 personnes ont nécessité des soins médicaux et 7 sont même décédées (Unc et al. 2003). Les bactéries en cause dans

cette contamination de l'eau potable étaient *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter jejuni* qui provenaient d'un fumier de bovins. Des salmonelles peuvent également contaminer des légumes suite à un épandage d'engrais de ferme, notamment en culture biologique (Mukherjee et al., 2004). Selon un groupe d'experts européens, les salmonelles seraient également les pathogènes bactériens les plus préoccupants dans les boues d'épuration municipales (Kodsi et Cournoyer, 1992). Ceci tient notamment au fait que la dose minimale infectante est très faible, parfois de 1 à 100 cellules pour certaines souches selon Chevalier et al. (2004). Les salmonelles sont aussi considérées comme les bactéries pathogènes les plus abondantes dans les biosolides municipaux (Apedaile et al., 2002). On en a également retrouvé dans des boues de fosses septiques au Québec (CEAEQ, données non publiées). À l'inverse, les sérotypes de *E. coli* pathogènes seraient peu fréquents dans les biosolides municipaux (Apedaile et al., 2002), contrairement aux fumiers de bovins (Chevalier et al., 2004).

Moisissures

Un cinquième groupe d'agents pathogènes sont les spores de champignons dans les composts et autres matières végétales naturelles en décomposition. Il y a peu de préoccupations dans la littérature concernant le risque de maladies fongiques associé à la valorisation des biosolides municipaux. Les individus asthmatiques peuvent toutefois réagir aux antigènes provenant de *Aspergillus fumigatus* des composts (Lessard, 1992). Néanmoins, les études épidémiologiques tendent à indiquer que le risque pour la santé associé aux microorganismes pathogènes lors de la manipulation et de l'utilisation du compost est faible (Lessard, 1992).

Prions

Un sixième et dernier groupe d'agents pathogènes comprend les prions, des constituants abiotiques responsables notamment de l'encéphalopathie spongiforme bovine (ESB), mieux connue sous le nom de « maladie de la vache folle »,

car elle affecte le système nerveux des bovins. Les connaissances actuelles sur la dissémination des prions sont partielles, mais il est connu que la maladie peut se transmettre aux bovins ou à l'humain par la consommation de tissus animaux spécifiques et porteurs du prion, comme la moelle épinière. Les prions peuvent également être présents dans le sang et le placenta. Par contre il n'y a pas d'évidence que le prion se transmette par les fèces ou l'urine (USEPA, 1999). La contamination fécale/orale ne semble donc pas à risque, sauf dans des cas hypothétiques où ces matières fécales auraient été en contact avec des « matières à risques spécifiés ». Ce serait par exemple le cas si un bovin porteur, mort à la ferme, était « disposé » dans un réservoir à lisier (pratique interdite, mais rapportée). Ce pourrait aussi être le cas avec le mélange de placenta contaminé avec les déjections animales à l'étable. On pourrait également penser à un biosolide provenant du traitement des eaux usées d'un abattoir de bovins. Mais, dans tous ces cas, le risque de dissémination demeure hypothétique, car il n'y a pas de cas connu d'ESB au Québec.

Voies d'exposition

Les principales voies d'exposition des humains aux pathogènes relativement à l'épandage des biosolides municipaux (ou des fumiers animaux) sont présentées à la figure 1. La contamination fécale/orale (ingestion d'eau, d'aliments ou de matières souillées) est la principale voie d'exposition. On estime d'ailleurs que 20 % des intoxications alimentaires aux États-Unis sont causées par l'ingestion d'aliments contaminés (CBC, 2005). Une proportion non déterminée de ces infections serait reliée à l'épandage de fumiers (animaux ou humains) sur les fermes. Le lavage des aliments ne serait pas toujours suffisant pour les désinfecter, puisque des bactéries peuvent migrer à l'intérieur de certains végétaux, comme la laitue.

Les bactéries peuvent aussi contaminer les voies respiratoires suite à un épandage de déjections animales ou humaines qui implique une projection de bioaérosols dans l'air (USEPA, 1999; Forcier, 2002).

Des infections de virus entériques par les voies respiratoires suite à l'épandage de biosolides sont également possibles, quoique peu probables (Payment, 1993; Brooks et coll., 2005).

En agriculture, tout comme dans les autres secteurs d'activité humaine, les « fonctions écologiques » de transmission d'agents infectieux d'un individu à un autre, par voies directe ou indirecte, doivent évidemment être minimisées, pour des raisons d'hygiène et de biosécurité alimentaire. Les sections suivantes se concentreront donc sur la gestion du risque relativement aux biosolides municipaux et autres MRF, avec certaines comparaisons avec les fumiers animaux, afin de mieux cerner le risque relatif.

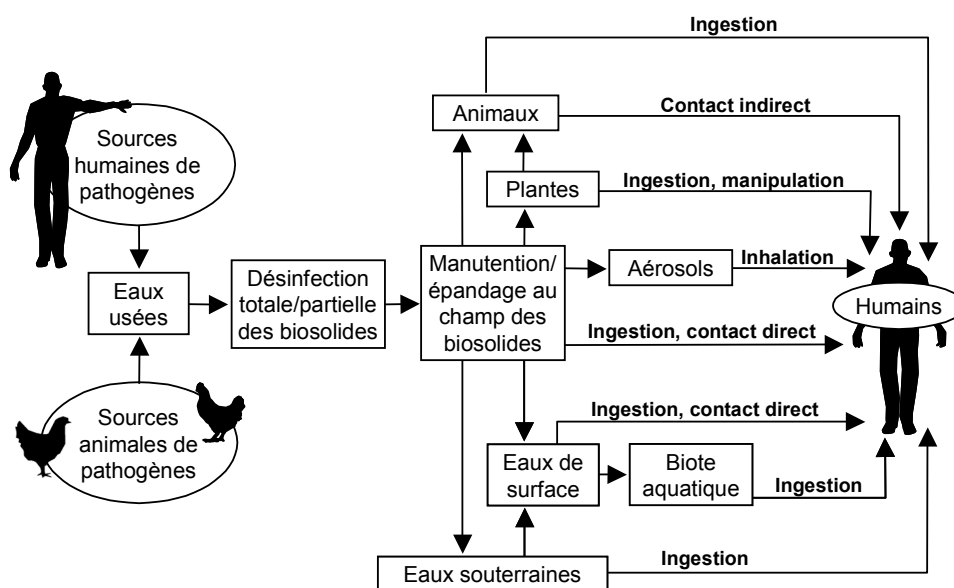
Approche de destruction des agents pathogènes : catégorie P1

Techniquement, la façon la plus simple d'empêcher une exposition aux pathogènes consiste à les détruire avant l'épandage. Ainsi, un biosolide municipal stérilisé (exempt de vie microbienne) ou pasteurisé (exempt de pathogènes), présente un risque microbien nul ou négligeable comparativement aux boues brutes ou aux fumiers animaux non stabilisés.

Le tableau 1 présente différents biosolides municipaux produits au Québec et désinfectés, de catégorie P1 (pathogènes fécaux sous les seuils analytiques). Ces produits peuvent être épandus sur tous les types de cultures (MDDEP, 2004).

Afin de s'assurer que ces biosolides « tout usage » présentent effectivement un risque négligeable, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ainsi que le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), ont défini des exigences de désinfection. Ces critères sont fortement inspirés par la réglementation américaine (USEPA, 1993). C'est pourquoi il est important d'examiner d'abord sommairement l'approche de nos voisins du sud.

L'USEPA considère qu'un biosolide municipal est de catégorie A (analogue à la catégorie P1 au Québec), lorsque les



Adapté de Kodsi et Cournoyer (1992)

Figure 1. Voies d'exposition des humains par des pathogènes relativement à l'épandage de biosolides municipaux. Adapté de Kodsi et Cournoyer (1992).

pathogènes suivants sont sous les seuils de détection analytiques :

- entérovirus ($< 1 / 4\text{g sec}$);
- œufs viables d'ascaris ($< 1 / 4\text{g sec}$);
- salmonelles ($< 3 / 4\text{g sec}$).

Ces organismes ont été retenus en raison de leur pathogénicité, de leur abondance dans les excréments humains et de leur niveau de résistance aux traitements de désinfection. Ils sont en quelque sorte les « représentants » de tous les types de

pathogènes, à l'exception des prions. Selon l'USEPA, leur absence implique que les autres pathogènes ont également été détruits ou se trouvent sous les seuils de détection analytiques.

Il a par ailleurs été démontré que les salmonelles sont non détectées dans les biosolides municipaux lorsqu'il y a moins de 1 000 coliformes fécaux/g sec (USEPA, 1999). L'USEPA a donc permis alternativement l'utilisation des coliformes fécaux comme « indicateurs » de la présence de salmonelles et autres bactéries fécales pathogènes.

Tableau 1. Exemples de quelques biosolides municipaux de catégorie P1, valorisés comme matières fertilisantes.

Ville	Produit	Commentaires
Bury	Compost	Fait de biosolides provenant de plusieurs villes. Produit certifié BNQ.
Gatineau	Granules séchés	Vendus hors Québec.
Laval	Granules séchés (Gran-Mix)	Certifiés BNQ. Usage agricole.
Montréal	Granules séchés	Usine temporairement en arrêt de production.
Ottawa	Compost	Composté à Gatineau. Certifié BNQ.
Sherbrooke	Compost	Certifié BNQ. Vente au détail/vrac.
Sherbrooke	Produit chaulé/séché Alcamix®	Vente en vrac, usage agricole.

De plus, comme l'analyse des œufs viables d'ascaris et de virus entériques s'avérerait coûteuse, longue et difficilement accessible, et que les œufs d'ascaris ne sont pas toujours présents dans les eaux usées, l'USEPA a choisi d'homologuer certaines technologies reconnues pour détruire les virus et les œufs d'ascaris. Les biosolides issus de ces technologies n'ont donc pas à faire l'objet d'analyses de virus ou d'ascaris, moyennant le respect de certains critères de procédé, comme la température, le temps d'exposition, le pH, etc. Le tableau 2 présente quelques-unes de ces technologies homologuées par l'USEPA pour la catégorie « A », avec les critères de procédé correspondants, de même que les adaptations réalisées dans le contexte québécois (catégorie P1).

Au Québec, les biosolides municipaux P1 peuvent être « certifiés conformes » aux normes commerciales canadiennes sur les composts (BNQ, 2005) ou sur les biosolides municipaux granulés (BNQ, 2002), sur une base volontaire. Le BNQ s'assure alors du respect des critères de désinfection par le biais d'échantillonnages indépendants et d'un système de gestion environnementale à l'usine. Trois composts de biosolides municipaux et un biosolide municipal granulé sont actuellement certifiés par le BNQ (tableau 1). L'utilisation de produits certifiés ne requiert pas d'autorisation de la part du MDDEP, puisque les critères de qualité du MDDEP et les normes commerciales CAN/BNQ sont analogues et que la qualité est contrôlée par un organisme indépendant.

Lorsque les biosolides municipaux ne sont pas certifiés par le BNQ, le MDDEP exige un certificat d'autorisation avant de permettre leur utilisation (non requis pour certains produits vendus au détail). Cette autorisation implique que le fabricant ou la municipalité fasse analyser son biosolide dans des laboratoires accrédités par le MDDEP, en plus des contrôles réalisés ponctuellement par le MDDEP (Hébert et al., 2002, 2003) ou un organisme privé d'échantillonnage (MDDEP, 2004).

Au Québec, la majorité des biosolides municipaux valorisés comme matières résiduelles fertilisantes sont de catégorie P1, notamment en raison du traitement de compostage et de séchage thermique/granulation (tableau 1). Par ailleurs, on estime que plus de 80 % des MRF d'origine municipale ou industrielle épandues en agriculture sont aussi de catégorie P1 (Hébert, 2005). Cela contraste avec les fumiers et lisiers de ferme qui contiennent souvent des salmonelles, ainsi que des quantités très importantes de l'indicateur *E. coli* (Hébert et al. 2003, Majdoub et al. 2004). Il est par ailleurs important de souligner que le test standard pour l'analyse des *E. coli* (CEAEQ, 2004) ne permet pas de mesurer les souches pathogènes dans les fumiers, comme le *E. coli* O157:H7.

Mentionnons également que les bactéries pathogènes peuvent dans certains cas se multiplier à nouveau dans un biosolide pasteurisé ou stérilisé, par exemple suite à une réinoculation « environnementale » de l'amas désinfecté. L'USEPA recommande donc de procéder à l'analyse des salmonelles (ou des coliformes fécaux) au moment le plus rapproché de la vente ou de la livraison. Les helminthes, les protozoaires parasites et les virus entériques ne peuvent cependant pas « recroître » dans les biosolides car, contrairement aux bactéries, ils ont obligatoirement besoin d'un hôte vivant pour se reproduire (USEPA, 1999). Le risque de « recroissance » de pathogènes ne concerne donc que les bactéries, notamment les salmonelles.

Approche de désinfection partielle : catégories P2 et P3

Certains biosolides municipaux font l'objet de niveaux de désinfection moins poussés que ceux mentionnés aux tableaux 1 et 2. Dans certains cas, ils peuvent néanmoins être valorisés en agriculture s'ils font l'objet d'une désinfection partielle. Comme il reste des agents pathogènes, une approche de mitigation du risque comportant différentes restrictions d'usage doit être mise en place pour limiter l'exposition des humains et des animaux (figure 1).

L'USEPA (1999) a défini des exigences minimales de désinfection des biosolides de catégorie « B » pour atteindre une réduction de l'ordre de 90 % (1 log) des bactéries et des virus initialement présents dans les eaux usées. Ces réductions de pathogènes correspondent par ailleurs à une réduction de 99 % des coliformes fécaux (2 logs), qui passent de $10^{7.8}$ à 10^6 /g sec (USEPA, 1999). Pour des raisons pratiques, l'USEPA a donc établi que tous les procédés générant un biosolide contenant $< 2 \times 10^6$ coliformes fécaux/g sec (moyenne géométrique) sont considérés de catégorie B.

Ces biosolides partiellement désinfectés doivent aussi faire l'objet d'une stabilisation de la matière organique, afin de réduire les odeurs, et ainsi éviter d'attirer des organismes comme les mouches, les rongeurs ou les goélands. Ces animaux pourraient en effet être attirés par les odeurs et se rendre sur les sites d'épandage, s'y souiller, et véhiculer ensuite les agents pathogènes hors du site (d'où la terminologie de « vector attraction reduction » utilisée par l'USEPA). Toutefois, la détermination de ce paramètre et des critères demeure relativement arbitraire, puisque les mécanismes d'attraction des vecteurs sont peu connus (USEPA, 1999). Wakelin et al. (2003), au terme d'une revue de littérature, mentionnent par ailleurs qu'il y a peu ou pas d'études épidémiologiques dans ce domaine, pas plus qu'en ce qui concerne les risques de transmission à l'homme par contact avec des animaux domestiques préalablement exposés aux sites d'épandage.

Le MDDEP (2004) a néanmoins retenu l'essentiel de l'approche américaine en définissant les catégories P2 et P3 qui combinent les critères de réduction des bactéries et virus (catégorie B) et les critères de réduction d'attraction de vecteurs d'agents pathogènes. Les catégories P2 et P3 contiennent cependant quelques adaptations propres au contexte québécois, dont les principales raisons sont mentionnées au tableau 3.

Dans son approche de mitigation des risques, le MDDEP a également restreint l'utilisation des biosolides P2 et P3 afin

d'éviter une contamination éventuelle des aliments, de l'eau, de l'air, des voisins et des travailleurs par différentes voies d'exposition (figure 1). Les tableaux 4 à 6

présentent l'essentiel de ces mesures de mitigation du risque qui sont inspirées en partie de la réglementation américaine.

Tableau 2. Exigences pour considérer qu'un biosolide municipal est désinfecté (pathogènes sous les seuils de détection analytiques).

Technologie	Critères USEPA (catégorie A)	Critères MDDEP (catégorie P1)	Commentaires
Exigences de base pour tous les procédés	< 3 salmonelles/ 4g sec ou < 1000 coliformes fécaux/ g sec	Salmonelles : absence (avec un seuil de détection < 3 salmonelles/4 g sec) et < 1000 <i>E. coli</i> / g sec	Les critères de salmonelles sont quasi identiques et correspondent à une absence. Le seuil est rapporté par 4 g, pour éviter un nombre fractionnaire. Le MDDEP a retenu l'analyse de <i>E. coli</i> au lieu des « coliformes fécaux », afin d'éviter une surestimation par la présence d'une bactérie non fécale, <i>Klebsiella pneumonia</i> , entraînant des « faux positifs ». Ces surestimations ont été observées dans de nombreux cas, notamment pour les composts domestiques (Brassard et al., 1999) et les biosolides papetiers (Beauchamp et al., 2003; Archibald, 2000; Gauthier et Archibald, 2001). L'USEPA gère ces « faux positifs » en offrant plutôt le choix d'analyser les salmonelles ou les coliformes fécaux (et non pas l'un et l'autre). Une commission canadienne a conclu que <i>Klebsiella pneumonia</i> ne présentait qu'une faible pathogénicité, en dépit de son nom (Duncan I.B.R., cité par Ouellette et al., 1996). Néanmoins, Beauchamp et al. (2003) suggèrent d'en informer les agriculteurs. Mais cette recommandation est discutable au plan pratique puisque ces microbes sont en effet naturellement présents et abondants dans les résidus végétaux et les composts domestiques (Brassard et al. 1999), ce qui fait que la population en général se trouve déjà exposée à <i>Klebsiella pneumonia</i> .
Compostage	Système fermé : ≥ 55°C ≥ 3 jours Andains extérieurs : ≥ 55°C ≥ 15 jours ≥ 5 retournements	Consommation d'oxygène ≤ 400 mg O ₂ /kg matière organique/heure (test de maturité/stabilité)	Le MDDEP a calqué son approche sur celle de la norme canadienne sur les composts (BNQ, 2005a). Les tests sur le produit final sont plus faciles à contrôler par le MDDEP, comparativement à un suivi du procédé (température et retournements sur plusieurs jours à l'usine). Les critères de maturité du MDDEP impliquent en pratique un procédé de compostage intense et prolongé. À titre indicatif, le fumier de bovins frais présente une consommation d'oxygène 6 fois plus élevée que le critère de maturité pour les composts. De plus, ce fumier requiert un compostage de plusieurs mois, avec retournements et atteinte de températures minimales supérieures à 45 ou 55 °C avant d'atteindre une consommation d'oxygène < 500 mg O ₂ /kg matière organique/heure (CRIQ, 1995). Le CRIQ (1994) a aussi démontré avec plusieurs composts commerciaux que, lorsque le compost était déclaré mature au plan de la consommation d'oxygène, la teneur en coliformes fécaux était < 1000/g. Le BNQ accepte maintenant 2 autres méthodes alternatives pour déterminer la maturité/stabilité : évolution de CO ₂ ≤ 4 mg C/g matière organique/jour; augmentation de ≤ 8°C au-dessus de la température ambiante (test d'auto-échauffement - Deware). Le critère du test de maturité « Deware » a été corrélé avec celui de la consommation d'oxygène (CRIQ, 1999, données non publiées) et avec celui du CO ₂ (TMECC, 2002), ce qui fait qu'il existe globalement une corrélation entre les 3 méthodes et leurs critères respectifs. Cela est confirmé indirectement par un essai de validation par une Direction régionale du Ministère (non publié) impliquant 9 composts commerciaux. Tous les composts respectaient le critère de maturité de 400 unités, peu importe la méthode de consommation d'oxygène utilisée, soit celle du BNQ (2005b) ou la méthode SOUR de l'USEPA (1999). Or, la méthode SOUR aurait été corrélée avec les méthodes de CO ₂ et d'auto-échauffement - Deware (TMECC, 2002).
Séchage thermique (et granulation)	≥ 90 % matière sèche ≥ 80 °C (biosolides ou gaz sortant du séchoir)	Comme l'USEPA	La norme CAN/BNQ sur les biosolides municipaux granulés (2002) reprend le critère température de l'USEPA (1993), mais exige 92 % de matière sèche afin de prévenir les risques de fermentation et de combustion.
Traitement alcalin avancé	pH > 12, > 72 heures > 80 °C > 12 heures (lorsque le pH > 12) > 50 % matière sèche à la fin des 72 heures	Comme l'USEPA	Cette technologie combinée détruit les helminthes, contrairement au chaulage seul (USEPA, 1999).
Autres technologies	Selon les autres méthodes reconnues par l'EPA		Ces autres procédés de traitement sont moins utilisés au Québec.

Tableau 3. Exigences québécoises pour une désinfection partielle des biosolides municipaux (catégories P2 et P3).

Technologie	Critères	Commentaires
Chaulage (P2)	pH ≥ 12 , ≥ 2 heures et pH $\geq 11,5$, ≥ 22 heures	Souvent utilisé pour les boues de fosses septiques ou d'abattoirs liquides.
Traitement biologique aérobie (P2)	<i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et taux d'assimilation d'O ₂ $\leq 1 500$ mg/kg mat. organique/heure	À titre comparatif, le fumier de bovins frais a une consommation d'O ₂ d'environ 2700 mg/kg mat. org./heure (CRIQ, 1995).
Traitement biologique aérobie (P3)	<i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et traitement biologique avec âge de boues ≥ 20 jours	Souvent utilisé dans les stations d'épuration avec « boues activées » (Granby, Saguenay, Victoriaville, etc.). Selon l'USEPA (1999), le critère de 20 jours d'âge des boues pourrait permettre d'atteindre leur exigence de réduction d'attraction de vecteurs.
Compostage partiel (P2)	<i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et taux d'assimilation d'O ₂ $\leq 1 500$ mg/kg mat. org./heure	Le produit ne peut pas être appelé compost car, par définition, un compost doit être mature, ce qui n'est pas le cas avec une consommation d'O ₂ > 400 mg/kg mat. org./heure (BNQ, 2005).
Traitement indéterminé - 1 (P2)	<i>E. coli</i> < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et incorporation du résidu au sol en moins de 6 heures	Il s'agit de résidus odorants, dont l'incorporation rapide limite le dégagement d'odeurs. L'équipement aratoire utilisé doit donc permettre un bon niveau d'incorporation.
Traitement indéterminé - 2 (P2)	<i>E. coli</i> < 1 000 NPP/g (b.s.) et salmonelles non détectées, avec seuil de détection < 3 NPP/4 g (b.s.)	Option très sévère, se rapprochant de P1. Elle évite de devoir incorporer au sol dans certaines situations ou cela n'est pas désirable, par exemple pour éviter la destruction d'une prairie ou le labour dans une culture en semis direct. À titre comparatif, la grande majorité des fumiers et lisiers contiennent des salmonelles (Hébert et al., 2003).
Autres technologies (P2)	Toute autre combinaison équivalente selon le USEPA pour satisfaire les exigences de la classe B, pour la réduction des pathogènes, et les exigences de réduction d'attraction de vecteurs	Ces options sont nombreuses. Elles peuvent vraisemblablement permettre le classement des boues d'étangs, puisque la teneur en <i>E. coli</i> est généralement < 2 000 000 /g. De plus, le niveau d'odeur est fortement réduit (Groeneveld et Hébert, 2002), d'où leur classification O2 au plan des odeurs. Mentionnons d'ailleurs que l'USEPA n'a pas défini de critère de référence pour statuer du caractère d'attraction de vecteur ou d'odeur des biosolides municipaux, ce qui implique que les critères retenus par l'USEPA ne sont pas forcément cohérents entre eux. Cela donne une marge de manœuvre dans leur adaptation au contexte québécois.

Validité de l'approche des catégories P2 et P3

L'USEPA considère que le niveau de désinfection de la catégorie B, combiné aux restrictions d'usage, implique un risque négligeable pour la santé humaine. D'ailleurs, un rapport américain indique qu'aucun cas de contamination documenté scientifiquement n'est rapporté lorsque les normes gouvernementales sont respectées (NAS, 2002). Le même constat est aussi rapporté par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Smith, 2005), après plus de 25 ans de valorisation des biosolides municipaux. Kodsí et Cournoyer (1992) rapportent par ailleurs que les cas de contamination d'animaux d'élevage observés en Europe, suite à des épandages de boues municipales, étaient tous associés à des pratiques hors norme. Il apparaît donc que les critères du MDDEP concernant les biosolides de catégories P2 et P3 sont relativement sécuritaires au plan

du risque, puisqu'ils sont généralement plus conservateurs que ceux utilisés aux États-Unis et en Ontario. Le niveau de sécurité se déduit également si on compare les critères des tableaux 3, 4, 5 et 6 aux normes d'épandage des fumiers de ferme.

De façon plus spécifique, mentionnons que le Règlement sur le captage des eaux souterraines du Québec interdit l'épandage de biosolides municipaux non certifiés BNQ à moins de 100 m des ouvrages de captage de l'eau souterraine, alors que la norme pour l'épandage des fumiers est de 30 m. Or, Cameron (1997, cité par Apedaile et al., 2002) rapporte qu'une distance de 15 à 30 m est suffisante pour enlever les contaminants biologiques dans la zone saturée du sol (aquifère). Le caractère préventif des normes de 30 et 100 m a d'ailleurs été indirectement confirmé par une récente campagne du Gouvernement du Québec (2004) « *L'étude portant sur les*

puits domestiques montre que, sur le plan microbiologique, la qualité de l'eau souterraine en zone d'agriculture intensive se compare à celle en zone témoin... ». Ainsi, avec le respect d'une distance séparatrice de 100 m pour l'épandage des biosolides municipaux P2 et P3, il est hautement improbable d'observer une contamination de l'eau des puits.

Soulignons également que l'épandage des biosolides P2 et P3 n'est pas autorisé pour fertiliser un pâturage, contrairement aux approches américaine et ontarienne. Leur épandage est également interdit pour fertiliser une culture destinée à l'alimentation humaine, contrairement aux pratiques d'épandage des fumiers de ferme au Québec. Cette décision a été prise suite à des contrôles terrain et à un sondage, réalisés par le MDDEP, indiquant que l'utilisation des P2 et P3 sur des cultures vivrières était marginale et que les agriculteurs ignoraient

parfois les délais prescrits avant de pouvoir laisser paître leurs animaux, suite à un épandage (Groeneveld et Hébert, 2003). D'ailleurs, les œufs d'helminthes peuvent survivre plusieurs années sur les pâturages (Little, 1980, cité par Apedaïle et al., 2002).

Concernant le délai de 30 jours après l'épandage, avant de pouvoir récolter une prairie, mentionnons qu'il correspond au temps de survie des pathogènes sur le feuillage (tableau 7). La période de 3 ans avant de pouvoir pratiquer certaines cultures vivrières correspond par ailleurs à la viabilité normale des œufs d'helminthes dans le sol.

Afin de mettre en évidence que plusieurs des critères américains peuvent être transposables aux conditions nordiques, mentionnons que le temps normal de survie des bactéries dans le sol de 2 mois, rapporté par l'USEPA (tableau 7), correspond très bien avec la durée normale de survie des *E. coli* dans le sol mesurée par Ziadi et al. (cité par Gagnon et Ziadi, 2005) suite à l'épandage de biosolides papetiers contaminés par des matières fécales humaines. Ces observations correspondent également à celles réalisées suite à l'épandage du lisier de porcs par Côté et Quessy (2005, figure 2) et par Topp et Scott (2003). Le temps maximal de survie des salmonelles dans le sol de 49 semaines, observé suite à l'épandage des biosolides de Winnipeg (Hemphill et Ross, 1994, cités par Wakelin et al., 2003), concorde également très bien avec les données américaines (tableau 7).

Payment (1993) conclut que le risque d'infection virale par les travailleurs manipulant les biosolides municipaux est négligeable si des mesures d'hygiène de base sont appliquées. Le seul risque significatif serait lié à l'épandage de biosolides municipaux près des eaux de baignade. Or, le REA prescrit des distances séparatrices de 1 m pour les fossés et 3 m pour les cours d'eau et les lacs, comparativement à 10 m aux États-Unis (USEPA, 1993). Toutefois, Unc et al. (2003) et Topp et Scott (2003) mentionnent que les engrais de ferme liquides sont plus à risque de pertes par ruissellement que

Tableau 4. Distances séparatrices d'épandage des MRF pour la protection de l'eau et de l'air (adapté de MDDEP, 2004).

Milieu à protéger	Lieu	Distance de base	Exigences supplémentaires pour les catégories P2/ P3
Eau souterraine	Ouvrage de captage de l'eau souterraine destinée à la consommation humaine	30 m ⁽¹⁾ 100 m si la MRF a été contaminée par des matières fécales humaines, sauf pour les produits certifiés conformes par le BNQ ⁽¹⁾	
	Ouvrage collectif de captage d'eau souterraine	L'aire de protection bactériologique (100 m) ou virologique (300m), sauf si la MRF est certifiée conforme par le BNQ ⁽¹⁾	
	Tourbière et sol organique (> 30 % de matière organique)		Interdit
Eau de surface	Fossé agricole (aire d'écoulement < 2 m ²)	1 m ^(2,3,4)	
	Fossé en milieu non agricole	1 m	10 m
	Cours d'eau, lac, marécage > 10 000 m ² ou étang	3 m ^(2,3,4)	
	Sols situés en zone inondable		Interdit
Air (bioaérosols)	Ligne de propriété		10 m ⁽⁵⁾
	Route		10 m ⁽⁵⁾
	Périmètre d'urbanisation d'une municipalité		500 m ⁽⁵⁾
	Immeuble protégé		200 m ⁽⁵⁾
	Maison d'habitation		100 m ⁽⁵⁾

(1) Il s'agit de normes obligatoires du RCES. Les normes peuvent être différentes dans certains cas. Voir le libellé exact des normes à l'adresse suivante : http://www.menv.gouv.qc.ca/publications/lois_reglem.htm.

(2) Il s'agit de normes réglementaires du REA obligatoires pour les terres cultivées en zone agricole. Voir le libellé exact des normes à l'adresse suivante : http://www.menv.gouv.qc.ca/publications/lois_reglem.htm. Voir aussi le glossaire du présent Guide.

(3) Ces bandes riveraines peuvent être modifiées uniquement par une réglementation municipale.

(4) La bande riveraine est mesurée à partir de la ligne des hautes eaux. S'il y a un talus, cet espace doit inclure une largeur d'au moins 1 m sur le haut du talus.

(5) La distance peut être réduite de moitié si le résidu est solide et a une siccité d'au moins 15 % ou s'il est épandu par des rampes avec des pendillards ou l'équivalent.

les fumiers solides. Or, la majorité des biosolides municipaux P2 et P3 valorisés au Québec sont sous forme solide. Par ailleurs, selon Apedaïle et al. (2002), les formes solides sont également moins sujettes aux pertes par écoulement des drains agricoles vers l'eau de surface. Ainsi, malgré que les distances séparatrices québécoises par rapport aux eaux de surface soient moindres que ce qui s'applique aux États-Unis, la texture généralement solide des biosolides P2 et P3 prévient en partie le risque de contamination virale dans les eaux de baignade.

Quant aux risques de contamination des populations avoisinantes par les bioaérosols, ils seraient négligeables dans le cas des virus (Payment, 1993) et des bactéries entériques (Pepper, 2002). Cela est confirmé par Brooks et al. (2005) qui ont calculé que l'épandage de boues municipales liquides de classe B (catégorie P2) par aéroaspersion (30 m dans les airs) entraînait un risque négligeable d'infection par les salmonelles et les virus (approximativement moins d'une chance sur un million) pour un individu situé à 100 m. Les risques seraient plus

Tableau 5. Autres contraintes d'épandage des MRF pour la protection de l'eau, de l'air, du sol, de l'innocuité des cultures et du public (adapté du MDDEP, 2004).

Milieu/personnes à protéger	Lieu/activité	Exigences de base	Exigences supplémentaires relativement aux catégories P2/P3
Eau souterraine	Ouvrage collectif de captage de l'eau souterraine	Prévenir le ruissellement dans les aires de protection des ouvrages de captage des eaux souterraines pour les MRF non certifiées conformes par le BNQ (norme du RCES)	
	Incorporation au sol	< 48 heures si l'épandage se fait sur un sol nu (exceptions : cultures pérennes; MRF à très faible teneur en N et P (C/N > 30 et P ₂ O ₅ < 0,25 %, base sèche); MRF utilisées en paillis).	< 6 heures dans certains cas (tableau 3)
	Charge hydraulique maximale (résidus liquides)	< 100 m ³ /ha/jour	
Eau de surface	Période d'épandage (résidus liquides)	Uniquement du 15 juin au 15 août si la principale valeur du résidu est son contenu en eau pour l'irrigation des plantes	
	Équipements d'épandage (résidus liquides)	Équipements spécialisés limitant la compaction des sols s'il s'agit d'un épandage en post-récolte	
	Sols gelés ou enneigés	Interdiction d'épandage ⁽¹⁾	
	Pente du sol	< 9 % (< 5 % si le résidu est liquide)	
Air (bioaérosols)	Équipements d'épandage (résidus liquides)		Utilisation de rampes avec des pendillards ou l'équivalent (non exigé en milieu forestier).
	Cultures interdites	Matières contaminées par des cadavres de ruminants : interdiction d'épandage. Autres cadavres animaux : interdiction d'épandage sur les pâturages et les parcelles en culture destinée à l'alimentation humaine, sauf les produits certifiés par le BNQ ⁽¹⁾	Cultures vivrières pour l'alimentation humaines, érablières exploitées en acériculture, tabac, pâturages
Innocuité des cultures	Délai de récolte des cultures destinées à l'alimentation humaine ⁽²⁾		> 36 mois à la suite de l'épandage (14 mois si P2 et si la partie récoltée est au-dessus du sol, ex. : maïs sucré suite à une prairie ayant reçu une MRF P2).
	Délai de récolte des cultures destinées à l'alimentation animale (grains, foin, etc.)		> 30 jours (P3 : > 42 jours). Interdiction d'épandage sur des pâturages.
Public	Délai de récolte du gazon en plaques		> 12 mois
	Accès public aux lieux d'épandage		> 12 mois

(1) Normes du REA.

(2) Il s'agit de MRF P2/P3 utilisées pour une culture non vivrière, par exemple la production de fourrages, mais sur un sol sujet à faire l'objet d'une culture pour

faibles au Québec en raison de l'interdiction d'épandage des liquides par aéroaspiration (obligation de rampes basses). Pour l'épandage de biosolides municipaux solides avec un épandeur à fumiers, Brooks et al. (2005) rapportent par ailleurs qu'à une distance de 28 m de la zone d'épandage, aucun virus n'était présent dans l'air, alors que les bactéries hétérotrophes et le *Clostridium perfrin-*

gens correspondaient aux teneurs normales ambiantes. Avec une distance séparatrice minimale de 100 m pour une habitation voisine, le risque d'infection de la population par des bioaérosols est donc négligeable au Québec.

Au terme d'une revue de littérature, Wakelin et al. (2003) concluent que le risque pour la population générale avoi-

sinant les sites d'épandage est infime, puisque les études épidémiologiques concernant les personnes fortement exposées aux boues non traitées (travailleurs des usines d'épuration) n'ont pas démontré statistiquement que le risque était plus grand que pour les travailleurs non exposés (bien qu'il y ait une certaine tendance en ce sens).

Tableau 6. Mesures préventives relativement aux pathogènes pour les travailleurs manipulant des MRF de catégorie P2/P3 (adapté de MDDEP, 2004).

Vaccination	Programme régulier d'immunisation s'appliquant à toute la population.
Équipement de protection	Salopette ou combinaison jetable. Bottes ou couvre-chaussures. Visière de protection (lorsque la nature des travaux l'exige). Savon antiseptique sans eau (volatil) ou serviettes nettoyantes jetables (de type Wet-Ones®). Présence, à proximité des aires d'épandage, d'une trousse de premiers soins conforme aux exigences du <i>Règlement sur les services de premiers soins</i> .
Mesures d'hygiène	Porter un équipement de travail propre. Éviter de se frotter les yeux ou la bouche ou de se porter les mains au visage. Se laver fréquemment les mains au cours d'une journée (conformément aux indications du CLSC), avant de manger, de boire ou de fumer. Garder ses ongles courts. Ne jamais garder d'aliments, de boissons ou de tabac dans les poches de ses vêtements de travail. Ne pas épandre le vent « dans le dos », sauf avec des rampes munies de pendillards ou avec tout autre équipement qui réduit la dérive de bioaérosols par le vent. À la suite d'une coupure ou d'une lésion cutanée, désinfecter la blessure et la protéger afin d'éviter tout contact entre la partie blessée et les résidus. Laver les vêtements et équipements d'épandage qui ont été en contact avec la MRF P2/P3 (bottes, épandeur, chargeur frontal, roues de tracteur, marchepieds et plancher de tracteur, etc.). Ne jamais apporter ses vêtements de travail sales à la maison. Sinon, les déposer dans un sac de plastique, et aviser la personne préposée au lavage. Prendre une douche à l'établissement de travail à la fin de la journée et se laver les cheveux.

Autres MRF contaminées par des matières fécales

Les biosolides municipaux ne sont pas les seules MRF susceptibles de contenir des pathogènes humains ou animaux. Mentionnons les boues d'abattoirs, contaminées par le fumier et le sang lors de l'abattage, de même que certains résidus agroalimentaires. Les coquilles d'œufs peuvent contenir plus de 25 000 salmonelles/g, après stockage (MDDEP, données non publiées). Dans ce dernier cas, il s'agit vraisemblablement d'un phénomène de recroissance (multiplication) des salmonelles à partir d'un faible inoculum, comme ce qu'on peut observer avec les aliments à base d'œufs contaminés par des salmonelles ou insuffisamment cuits et laissés à température ambiante. De façon préventive, le MDDEP exige donc pour ces résidus le même niveau de désinfection que pour les biosolides municipaux.

Il y a également le cas des biosolides papetiers provenant d'usines de pâtes et papiers qui font un traitement combiné de leurs eaux usées industrielles avec des eaux usées municipales ou provenant

des cabinets d'aisance des employés. Le MDDEP les considère en pratique comme des biosolides municipaux par mesure préventive, bien que la proportion d'excréments humains dans la matrice soit généralement très faible. Cette approche a cependant été critiquée dans le cas où les eaux usées municipales sont préalablement désinfectées avant leur mélange avec les effluents industriels (Gauthier et Archibald, 2001).

Cas des matières fertilisantes contaminées par des cadavres d'animaux

Les prions ne sont pas détruits par les procédés courants de désinfection des matières fécales. En vue de prévenir la transmission de prions, advenant l'apparition d'éventuels cas d'encéphalopathie spongiforme bovine au Québec, le REA a été récemment modifié pour interdire l'épandage de matières fertilisantes contaminées par des cadavres de ruminants (tableau 5). Il s'agit notamment de certaines boues d'abattoirs ou encore de fumiers qui auraient été mélangés avec des ani-

maux morts à la ferme. Des dispositions ont également été prévues concernant l'épandage d'autres types de cadavres animaux sur les parcelles en culture, afin de prévenir le risque de transmission des pathogènes à l'humain ou aux animaux, notamment dans le cas du compostage de volailles mortes (tableau 5).

Tableau 7. Temps de survie des pathogènes dans le sol et à la surface des plantes (adapté de USEPA, 1999).

Pathogène	Sol		Plantes (surface)	
	Maximum commun	Maximum absolu	Maximum commun	Maximum absolu
Bactéries	2 mois	12 mois	1 mois	6 mois
Virus	3 mois	12 mois	1 mois	2 mois
Protozoaires (oocystes)¹	2 jours	10 jours	2 jours	5 jours
Helminthes (œufs)	2 ans	7 ans	1 mois	5 mois

1. Il y a peu d'information sur les temps de survie pour les cystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* (USEPA, 1999)

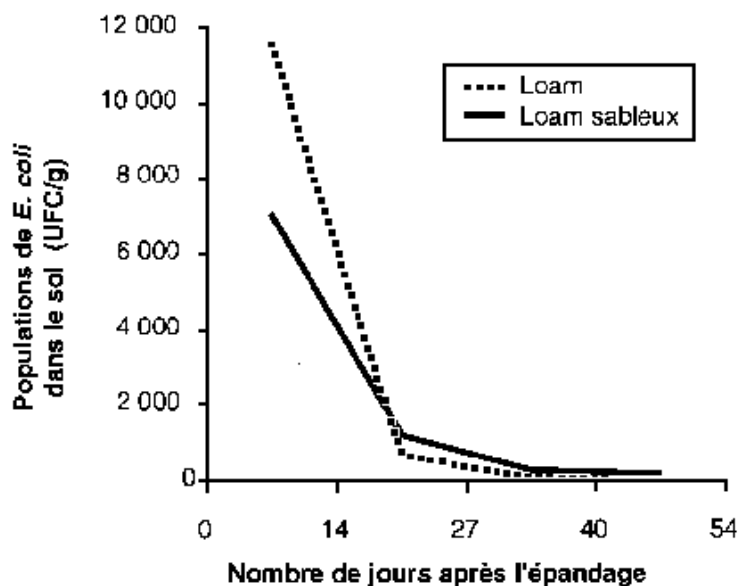


Figure 2. Survie des *E. coli* dans le sol suite à l'épandage de 27 m³/ha d'un lisier de porcs contenant 1 300 000 coliformes fécaux/g (adapté de Côté et Quessy, 2005).

Cas des fumiers animaux contaminés par des matières fécales humaines

Sur certaines fermes d'élevage, les eaux usées domestiques sont mélangées avec le fumier animal, à même les structures d'entreposage. Cette pratique est contraire aux normes du *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées*. Le mélange de boues de fosses septiques avec les lisiers est également interdit, à moins de procéder à un traitement adéquat dans le cadre d'un certificat d'autorisation.

Les contaminations illégales des fumiers animaux par du fumier humain non désinfecté représentent des « comportements déviants » qui pourraient hypothétiquement être responsables de certains cas de cysticerose bovine (Anonyme, 2000). En effet, une étude épidémiologique au Danemark a montré que des cysticeroses étaient attribuables à l'épandage non contrôlé de boues de fosses septiques brutes (Kodsi et Cournoyer, 1992). Toutefois, selon les statistiques de l'Agence canadienne d'inspection des aliments, l'incidence de la cysticerose bovine au Québec est très faible et à la baisse depuis quelques années (FPBQ, 2004).

Cas des biosolides papetiers réputés non contaminés par des matières fécales humaines

Pour les papeteries dont les eaux sanitaires domestiques (cabinets d'aisance) ne sont pas combinées aux eaux usées industrielles, le MDDEP n'exige pas de traitement de désinfection particulier. L'usine doit toutefois produire une déclaration à l'effet que « *aucun égout domestique n'est déversé dans le système de traitement des eaux usées* » (MDDEP, 2004). Afin de valider cette déclaration, le MDDEP demande un suivi d'*E. coli* et des salmonelles. Les biosolides sont déclarés P1, lorsqu'il y a absence de salmonelles et moins de 1000 *E. coli*/g, sans quoi les biosolides sont classés de catégorie P2 par mesure préventive. Ces critères ont été déterminés par le MDDEP suite à une campagne de caractérisation réalisée conjointement avec l'industrie (Désilets, 1998). Sur 22 échantillons de biosolides papetiers réputés non contaminés par des égouts humains, 3 contenaient des salmonelles, bien qu'en faibles quantités (4 salmonelles par 4 g sec).

L'origine de ces salmonelles est demeurée indéterminée. Il est possible qu'il s'agisse d'un phénomène de recroissance sélective de certaines souches de salmonelles dans les bassins de traitement des eaux usées de papeteries. Néanmoins, la présence de salmonelles implique un risque potentiel, car plusieurs souches de salmonelles peuvent être pathogènes (Archibald, 2000; Gauthier et Archibald, 2001). À titre comparatif, une étude américaine sur le compostage de résidus alimentaires indiquait aussi un cas où les salmonelles diminuent en début de compostage, mais augmentent quelques semaines plus tard, alors que la teneur en coliformes fécaux était déjà sous le seuil de 1000 c.f./g sec (Salter et Cuyler, 2003). Cependant, à la fin du procédé de compostage, les salmonelles avaient disparu.

Contrairement à l'analyse des salmonelles, la pertinence de maintenir l'analyse des *E. coli* pour les biosolides papetiers a été questionnée par différents auteurs (Désilets, 1998; Archibald, 2000; Gauthier et Archibald, 2001; Beauchamp et al., 2003). Cela notamment en raison du phénomène fréquent de « recroissance » de cette bactérie, généralement non pathogène. Le tableau 8 présente une synthèse des observations faites au Québec et ailleurs au Canada et de leurs implications dans le cas des biosolides papetiers et des composts.

Essentiellement, ces études indiquent que les comptes élevés en *E. coli* dans plusieurs biosolides papetiers ne sont souvent pas reliés à une contamination par des eaux usées domestiques, mais sont plutôt le résultat d'une recroissance de *E. coli* dans les bassins après le pressage des boues, en cours d'entreposage ou au laboratoire. Or, bien que *E. coli* puisse être un indicateur de la présence de pathogènes d'origine fécale, lorsque des matières fécales riches en *E. coli* sont progressivement désinfectées, il n'en va pas de même dans un contexte où on assiste à une recroissance de *E. coli* à partir d'un faible inoculum initial.

Tableau 8. Éléments de la problématique de l'utilisation du paramètre *E. coli* pour l'établissement de la catégorie P1 pour les biosolides papetiers et les composts.

Observations	Implications
12 des 22 échantillons de biosolides papetiers analysés par le MDDEP en 1997 (Désilets 1998) excédaient le critère de 1000 <i>E. coli</i> (coliformes fécaux confirmés). Toutefois aucun n'était réputé être contaminé par des eaux usées domestiques. Gauthier et Archibald (2001), qui ont caractérisé 7 biosolides papetiers dont 6 réputés non contaminés par des égouts, rapportaient des comptes > 1000 <i>E. coli</i> /g.	Les deux études impliquent qu'il n'y a pas souvent de lien de causalité entre la teneur en <i>E. coli</i> des biosolides papetiers et la contamination probable par des eaux sanitaires. Les <i>E. coli</i> mesurés seraient donc vraisemblablement issus d'un phénomène de recroissance microbienne du <i>E. coli</i> , à partir d'un faible inoculum, quelque part lors du procédé de traitement des eaux industrielles. Ces eaux contiennent en effet des éléments nutritifs et sont souvent à des températures proches de celle des animaux à sang chaud (Gauthier et Archibald, 2001; Beauchamp et al., 2003).
Dans l'étude rapportée par Désilets (1998), on n'a retrouvé aucun œuf viable d'ascaris, même pour le biosolide qui affichait la valeur maximale de 2 400 000 <i>E. coli</i> /g sec.	L'absence d'œuf viable d'ascaris pour 22 biosolides produits à la grandeur du Québec tend à confirmer qu'il n'y a pas eu de contamination fécale significative. En effet, les traitements d'eaux usées dans les papetières ne sont pas réputés pouvoir permettre la destruction complète des helminthes, comparativement au compostage ou au séchage thermique, par exemple. Toutefois, bien que la prévalence des ascaris dans les matières fécales humaines au Québec soit peu documentée, elle possiblement faible (Julie Ducrocq, MAPAQ, comm. pers.).
Beauchamp et al. (2003) ont observé que les comptes de <i>E. coli</i> d'un biosolide papetier passaient de moins de 200 à plus de 6 000/g sec après une journée d'incubation à 42 °C. Gouin et Cantin du MDDEP (données non publiées) ont également observé que le compte de <i>E. coli</i> augmentait rapidement lors du stockage de biosolides papetiers au champ, augmentant parfois d'un facteur de 100 à 1 000 après une journée de stockage.	Ces observations ne peuvent être expliquées que par un phénomène de recroissance de <i>E. coli</i> suite au pressage (déshydratation) des boues liquides, à partir d'un très faible inoculum. Beauchamp et al. (2003) viennent à la conclusion qu'il y aurait recroissance, en raison de conditions écologiques favorables, à partir d'un inoculum de <i>E. coli</i> qui proviendrait des copeaux de bois utilisés par la papetière, plutôt que de l'eau brute. Cela est confirmé par l'étude de Gauthier et Archibald (2001) dans laquelle on observait des <i>E. coli</i> , dans les biosolides, malgré que l'eau brute entrant à l'usine ait été désinfectée au préalable dans la plupart des cas. Les grands nombres de <i>E. coli</i> ne sont donc pas un indicateur d'un « input » significatif de matières fécales par des eaux usées domestiques.
Les comptes en <i>E. coli</i> de certains biosolides papetiers réputés non contaminés par des égouts domestiques peuvent varier de < 1 000 durant quelques semaines ou quelques mois, à > 10 000 durant d'autres mois, avec aussi des variations importantes d'une année à l'autre (Jean-Michel Gouin, MDDEP, communication personnelle).	Les faibles comptes observés durant certains mois tendent à confirmer que les eaux usées sanitaires sont effectivement séparées de la chaîne de production des biosolides papetiers, puisque les cabinets d'aisance sont utilisés par les employés été comme hiver. Par contre, un opérateur d'usine a remarqué que, suite à un déversement accidentel et important des eaux usées domestiques dans les eaux usées industrielles, le compte en <i>E. coli</i> avait été relativement peu affecté. L'ensemble de ces dernières observations tend donc plutôt à mettre en doute l'utilité des <i>E. coli</i> pour confirmer ou infirmer une contamination ponctuelle ou continue des biosolides papetiers par des eaux usées domestiques.
Au laboratoire du MDDEP, le compte de <i>E. coli</i> d'un échantillon de compost présumé mature est passé progressivement de 6 300 à 308 000 /g sec après quelques jours d'entreposage à température ambiante (Cantin, 2004a)	Le phénomène de recroissance de <i>E. coli</i> s'observe donc également avec les composts, ce qui s'est avéré surprenant pour un compost commercial présumé mature (ensaché et non malodorant).
Dans un autre essai réalisé par le MDDEP (non publié), et impliquant une quinzaine de composts commerciaux, dont des fumiers compostés, la moitié avaient une teneur en <i>E. coli</i> > 1000 NPP/g, bien qu'ils étaient matures (consommation d'oxygène < 200 unités, alors que le critère est de < 400 unités).	Ces composts proviennent dans certains cas d'usines comprenant un contrôle très étroit du procédé, avec obtention de températures thermophiles pendant plusieurs jours. De plus, il s'agit de composts très matures. La teneur élevée en <i>E. coli</i> dans certains cas est fort probablement due à une recroissance après compostage, donc sans lien direct avec une contamination fécale.
La détermination au laboratoire de <i>E. coli</i> selon la méthode actuelle (CEAEQ, 2004) présente un coefficient de variation de l'ordre de 50 % avec les biosolides papetiers et de 75 % avec les composts (Cantin, 2004a; b).	Pour tenir compte de cette variabilité, le MDDEP (2004) a établi le critère de 1 000 <i>E. coli</i> /g par rapport à la médiane, et a défini une valeur maximale de 2 500 pour un échantillon donné, comme seuil de tolérance. Cette modification avait pour but d'éviter de déclasser indûment un produit, en raison de la variabilité analytique, mais elle a surtout eu pour effet de complexifier l'approche. En effet, il existe d'autres sources de variabilité, comme la recroissance microbienne de <i>E. coli</i> .
L'étude rapportée par Désilets (1998) met en évidence que 2 des 3 biosolides papetiers contenant des salmonelles avaient par contre des comptes faibles en <i>E. coli</i> (76 et 1 350 NPP/g sec). Une observation similaire a été rapportée par Rioux (2002) pour 2 biosolides papetiers.	Le seuil de 1 000 <i>E. coli</i> n'est pas toujours corrélé avec une absence de salmonelles, contrairement à ce qui a été rapporté par l'USEPA (1999) avec les biosolides municipaux.
Sur 9 souches de <i>E. coli</i> , isolées par Gauthier et Archibald (2001) pour 4 papetières réputées non contaminées par des matières fécales humaines, aucune n'était pathogène.	Cela implique qu'il n'y a pas d'évidence que les <i>E. coli</i> trouvés dans ces biosolides papetiers soient à risque, contrairement à certains <i>E. coli</i> dans les fumiers animaux, comme le <i>E. coli</i> O157 : H7, responsable de la « maladie du hamburger » et de l'épidémie de Walkerton. Mentionnons d'ailleurs que la méthode utilisée en routine pour la mesure des <i>E. coli</i> ne permet pas de mesurer le <i>E. coli</i> O157 : H7.

L'invalidation du *E. coli* comme indicateur avec plusieurs MRF s'appuie sur les raisons ou observations suivantes :

- Contrairement aux *E. coli*, les virus, les protozoaires et les helminthes ne peuvent croître en-dehors de leur hôte vivant. Il ne peut donc pas y avoir corrélation entre ces paramètres dans un contexte de recroissance de *E. coli* hors d'un hôte obligatoire;
- La littérature consultée n'indique pas non plus de lien évident entre la présence de *E. coli* et les salmonelles (bactéries pathogènes entériques), lorsqu'il n'y a pas de contamination fécale alléguée ou lorsqu'on observe un phénomène de recroissance de *E. coli*;
- La mesure des *E. coli* selon l'analyse standard ne distingue pas les souches pathogènes et non pathogènes de *E. coli* ou encore ne permet pas de les détecter (notamment le *E. coli* O157:H7, selon Archibald, 2000);
- Gauthier et Archibald (2001) n'ont pas observé de souches toxiques de *E. coli* lorsque les biosolides papetiers contenaient des quantités significatives de *E. coli* (nombre limité de sérotypes analysés);
- L'analyse standard de *E. coli* (CEAEQ, 2004) ne permet pas non plus de mesurer la recroissance d'autres bactéries faiblement pathogènes du genre *Klebsiella*;
- Archibald (comm. pers.) n'a pas trouvé de bactéries du genre *Shigella* dans un biosolide papetier de l'Ontario, non contaminé par des eaux usées sanitaires, alors que les comptes en *E. coli* étaient élevés;
- Côté (comm. pers.) a observé que, suite au pressage d'un biosolide papetier, les comptes en *E. coli* et en *Bacillus* variaient fortement dans le temps, mais sans lien apparent entre les deux populations.

D'autres observations sont également mentionnées au tableau 8. Le phénomène de recroissance du *E. coli* à partir d'un faible inoculum est probablement responsable de mauvaises interprétations des données de contrôle. Ainsi, sur 23 MRF échantillonnées en 2000/2001 par le MDDEP, deux biosolides papetiers et un compost donnaient des comptes de *E. coli* supérieurs à 1 000 NPP/g, bien que les analyses des promoteurs indiquaient une teneur respectant critère P1 (Hébert et al., 2003). Les récentes études portent maintenant à croire que ces MRF étaient effectivement de catégorie P1. Dans cette perspective, on obtiendrait un taux de conformité de 96 % pour le respect des catégories P par les promoteurs, et non pas 83 % (valeur initialement rapportée par Hébert et al., 2003). Il s'agirait alors d'un taux de conformité comparable à celui obtenu pour les contaminants chimiques (Hébert et al., 2002).

Mentionnons finalement que Côté et Quessy (2001) ont observé que l'épandage d'un biosolide papetier P1 ne semblait pas accroître la population normale du sol par les souches de *Bacillus* du groupe *cereus*.

Vers une quatrième génération de critères

Le *Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes* (MDDEP, 2004) précise 15 principes directeurs pour établir les critères de protection de l'environnement et de la santé humaine. Ces principes incluent l'idée d'avoir des critères conservateurs au plan mondial, tout en s'assurant de leur justification scientifique, afin de ne pas compromettre indûment l'atteinte des objectifs de valorisation des boues de la *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*.

En fonction de ces principes, d'une meilleure connaissance de l'approche américaine et des nouvelles informations scientifiques disponibles, quelques modifications aux critères québécois sont actuellement envisagées (tableau 9). Ces modifications auraient notamment pour effet de mettre fin à une instabilité dans

la classification de certains biosolides papetiers et composts commerciaux, instabilité sans relation évidente avec le risque microbien.

Conclusion

La majorité des biosolides municipaux valorisés au sol comme matières fertilisantes au Québec sont de catégorie P1. Cela contraste avec le fait que plus de la moitié des effluents liquides municipaux sont rejetés vers les eaux de surface sans désinfection.

Les données récentes montrent par ailleurs que 80 % du tonnage de toutes les matières résiduelles fertilisantes (MRF) valorisées en agriculture sont également de catégorie P1, c'est-à-dire qu'ils sont désinfectés ou qu'ils ne sont pas contaminés par des matières fécales. Les 20 % restant sont de catégorie P2 et P3, et font l'objet de mesures de désinfection partielle en usine et de restrictions d'usage pour minimiser l'exposition des humains et des animaux aux pathogènes présents. Ces restrictions d'usage sont dans l'ensemble plus restrictives que ce qui est permis aux États-Unis et en Ontario pour des biosolides ayant des caractéristiques similaires. Elles sont également beaucoup plus sévères que ce qui s'applique à l'épandage des fumiers de fermes, lesquels, dans la grande majorité des cas, ne sont pas désinfectés et contiennent des salmonelles et d'autres organismes potentiellement pathogènes pour les humains et les animaux.

Nonobstant les craintes que l'épandage des MRF peut susciter *a priori* auprès du public, la valorisation des « fumiers humains » et des autres MRF selon les normes et critères québécois s'avère relativement très conservatrice au plan du risque. En définitive, le principal risque concerne les activités illégales : épandage de boues de fosses septiques non stabilisées, non respect des normes et critères d'épandage par l'agriculteur, etc. L'emphasis doit donc être mise pour contrôler ces comportements déviants.

Tableau 9 : Modifications envisagées relativement à la gestion du risque par les organismes pathogènes dans les biosolides municipaux et autres MRF.

Modification envisagée	Justifications
Abandon du critère de < 1000 <i>E. coli</i>/g sec pour déterminer les MRF de catégorie de P1 et les terreaux tout usage.	De nombreuses observations avec les biosolides papetiers et les composts (tableau 8) tendent à invalider l'usage de <i>E. coli</i> (ou des coliformes fécaux) comme indicateur de la réduction d'agents pathogènes, ou de contamination par des eaux usées domestiques, dans plusieurs conditions. Son usage entraîne en pratique une surestimation du risque entraînant le déclassement de certaines MRF pour lesquelles il n'y a pas d'évidence de risque microbien. Cette sévérité excessive est donc préjudiciable à l'atteinte des objectifs environnementaux de valorisation des boues de la Politique québécoise. Par ailleurs, s'il y a une possibilité de recroissance de bactéries pathogènes, l'analyse des salmonelles est un paramètre davantage approprié pour l'estimer, car il s'agit d'une bactérie généralement pathogène, contrairement à la majorité des souches de <i>E. coli</i> . De plus, on a observé la présence de salmonelles en présence de comptes très faibles en <i>E. coli</i> . À titre comparatif, l'USEPA (1999) n'exige pas l'analyse des coliformes fécaux (comprenant les <i>E. coli</i>) si des analyses de salmonelles sont effectuées (ce qui est le cas de l'approche québécoise). Il est toutefois à noter que la validité de <i>E. coli</i> comme indicateur de la présence de pathogènes pour les catégories P2 et P3 n'est pas remise en cause.
Accréditation d'une nouvelle méthode d'analyse des salmonelles.	Une nouvelle méthode est en voie de publication par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (Cantin, comm. pers.). L'objectif est de réduire les coûts d'analyse associés à la méthode actuelle, tout en s'assurant de résultats fiables.
Considérer que l'actuelle option P3 est de catégorie P2.	La seule option P3 qui existe (âge des boues supérieur à 20 jours) respecterait en pratique les exigences de l'USEPA (1999) relativement à la réduction d'attraction de vecteurs de pathogènes. Elle peut donc être considérée P2, moyennant un compte en <i>E. coli</i> < 2×10^6 /g sec. L'abandon de cette catégorie simplifierait l'approche de classification des MRF.
Exiger uniquement le compte de <i>E. coli</i> pour les biosolides d'étangs non vidangés depuis au moins 4 ans (option P2).	Ces biosolides subissent une digestion sur plusieurs années, ce qui réduit fortement les odeurs responsables de l'attraction de vecteurs de pathogènes. Ils sont en effet considérés de catégorie O2 et moins odorants que les boues biologiques de stations d'épuration (MDDEP, 2004). Il n'est donc pas nécessaire d'ajouter une exigence supplémentaire pour réduire l'attraction de vecteurs d'agents pathogènes, comme l'incorporation au sol ou un calcul théorique d'âge des boues. La durée minimale vise à assurer une dégradation minimale des composés malodorants.
Permettre l'utilisation d'autres méthodes pour déterminer la maturité/stabilité des composts de catégorie P1 (dégagement de CO₂ et test d'auto-échauffement).	Il s'agirait d'une harmonisation avec la norme commerciale canadienne (BNQ, 2005). Ces méthodes sont plus simples et peuvent donc être utilisées par les entreprises, ce qui réduirait les coûts et les délais d'analyse.
Détermination des outils aratoires ou des conditions d'incorporation au sol permettant de réduire les odeurs, et par conséquent l'attraction de vecteurs d'agents pathogènes.	Les équipements aratoires varient d'une ferme à l'autre et leur efficacité d'incorporation également. Les outils aratoires qui permettent une réduction significative des odeurs suite à l'épandage des fumiers et lisiers pourraient être considérés comme permettant une réduction de l'attraction des vecteurs d'agents pathogènes.
Introduction d'une nouvelle option de catégorie P2, déterminée uniquement sur la base de l'absence de salmonelles.	Cette option, très restrictive, permettrait de valoriser des matières provenant de procédés moins bien connus, sans devoir nécessiter une incorporation au sol relativement à la réduction d'attraction de vecteurs d'agents pathogènes (cette incorporation pourrait cependant être exigée pour minimiser les nuisances selon la catégorie d'odeurs).
Obligation d'un échantillonnage annuel réalisé par une firme accréditée pour les biosolides municipaux solides de catégorie P1 qui ne sont pas certifiés par le BNQ.	Le programme d'accréditation d'échantillonnage des MRF est administré par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Il est déjà appliqué pour les biosolides papetiers. Son extension aux biosolides municipaux P1 solides permettrait de valider la qualité de l'échantillonnage réalisé par les promoteurs.
Modification des distances séparatrices d'épandage relatives aux bioaérosols.	De récentes recherches américaines ont été publiées concernant les probabilités d'infections respiratoires par des salmonelles ou des virus entériques, à proximité des chantiers d'épandage de biosolides municipaux de catégorie B (équivalent de P2), en fonction des distances séparatrices (Brooks et al., 2005). Les distances séparatrices obligatoires devraient donc être révisées en fonction de l'avancement de la science.
Modification du Guide MRF pour tenir compte des modifications récentes du Règlement sur les exploitations agricoles concernant les interdictions ou les restrictions d'épandage de certains cadavres animaux.	Ces normes visent à minimiser le risque potentiel de transmission de l'ESB, par exemple par un compost de bovins morts à la ferme ou le mélange de bovins morts à la ferme à même le fumier. Pour les composts d'autres types de cadavres animaux, qui ne contiennent pas de prions, la norme vise à s'assurer que seuls les composts complètement hygiénisés soient valorisés sur les cultures les plus à risque de transmission de pathogènes à l'homme ou à l'animal. Cette norme tient compte du fait que, selon des suivis réalisés par le MDDEP, les composts de ferme n'offrent pas en pratique un niveau de désinfection comparable aux composts commerciaux.

Les critères québécois demeurent cependant perfectibles. Les récentes recherches réalisées par l'Université Laval et les papetières, de même que des résultats analytiques obtenus avec les composts par le MDDEP, suggèrent l'inadéquation du paramètre *E. coli* pour la détermination des catégories P1. Ce paramètre aurait en pratique pour effet de déclasser indûment plusieurs MRF et ainsi limiter inutilement leur potentiel de valorisation, ce qui n'est pas compatible avec le concept de développement durable. D'autres modifications sont également envisagées, sur la base d'études québécoises et selon une meilleure connaissance des fondements scientifiques de la réglementation américaine de 1993 qui a servi de base à l'établissement des critères québécois. Des études devront également être poursuivies afin de préciser davantage les risques potentiels dus à la présence de pathogènes d'origine non fécale, naturellement présents dans l'environnement.

Remerciements

L'auteur remercie Mme Elisabeth Groeneveld pour ses nombreux commentaires et suggestions.

Références bibliographiques

- Agence de santé publique du Canada. 2005. Les norovirus - Feuillet d'information. http://www.phac-aspc.gc.ca/id-mi/norovirus_f.html#11. Accédé le 13 octobre 2005.
- Anonyme. 2000. Valorisation des boues et biosolides. In : Bovins du Québec. Avril/mai 2000. p. : 40-41.
- Apedaile, A., CH₂M Hill et Cole, D. 2002. Health aspects of biosolids land application. Prepared for City of Ottawa under the Medical Health Officer.
- Archibald, F. 2000. The Presence of Coliform Bacteria in Canadian Pulp and Paper Mill Water Systems – a Cause for Concern? Water Qual. Res. J. Canada. Vol. 35 no 1, p: 1-22.
- Aubain et al. 2002. Disposal and Recycling Routes for Sewage Sludge, Synthesis Report. Prepared for the European Commission by Arthur Andersen (Aubain, P; Gazzo, A; Le Moux, Jan and Mugnier, E.) and SEDE (Brunet, H.; Landrea, B.). DG Environment - B2, 137 pages.
- Beauchamp, C.J., A.-M. Simao-Beauvoir, C. Beaulieu et F.-P. Chalifour. 2003. Coliform bacteria in paper sludges : where are they coming from? In: Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference. Penticton, B.C. April 24 and 25 2003. p.: 248-258.
- BNQ. 2005a. Amendements organiques – composts, Norme nationale du Canada. CAN/BNQ 0413-200. Bureau de normalisation du Québec.
- BNQ. 2005b. Amendements organiques – composts – Détermination du taux de respiration. Méthode CAN/BNQ 0413-220. Bureau de normalisation du Québec.
- BNQ. 2002. Amendements organiques – Biosolides municipaux granulés. Norme nationale du Canada. CAN/BNQ 0413-400. Bureau de normalisation du Québec.
- Brassard, N., F. Aubin et M. Hébert. 1999. Dénombrement des coliformes fécaux dans les composts domestiques : *Klebsiella pneumoniae* responsable de résultats faussement positifs. Vecteur Environnement, vol. 32, no 1, Janvier 1999, p. 51-54.
- Brooks, J.P., Tanner, B.D., Josephson, K.L., Gerba, C.P.; Haas, C.N. and Pepper, I.L. 2005. A national study on the residential impact of biological aerosols from the land application of biosolids. Journal of Applied Microbiology 99:310-322
- Cantin, P. 2004a. Vérification de la présence et de la concentration de *Escherichia coli* dans deux composts. Document interne. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 22 juin 2004.
- Cantin, P. 2004b. Suivi de la teneur en *Escherichia coli* dans les amas de biosolides papetiers entreposés au champ. Rapport d'étape. Document interne. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 7 janvier 2004.
- CBC. 2005. Washing fruits and veggies not foolproof against illness. CBC News. 1 December 2005, 21h34. Canadian Broadcasting Corporation.
- CEAQ. 2004. Dénombrement de *Escherichia coli* : méthode par tubes multiples employant un milieu de culture à substrats enzymatiques. Méthode MA. 700 – Ec-tm 1.0. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700Ectm10.pdf>
- Chassé, R., M. Hébert et S. Delbean. 2003. Toxicological characterisation of fertilizing residuals for the development of quality criteria. In: « Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 169-180.
- Chevalier, P., P. Levallois et P. Michel. 2004. Infections entériques d'origine hydrique potentiellement associées à la production animale : revue de littérature. Vecteur Environnement, vol. 37 no 2. Mars 2004. p. 90-106.
- Côté C. et S. Quessy. 2001. Impact des épandages de biosolides mixtes de papetières sur les populations de bactéries du genre *Bacillus* dans le sol. Rapport préparé pour Compostage Mauricie. IRDA.
- Côté C. et S. Quessy. 2005. Persistence of *Escherichia coli* and *Salmonella* in surface soil following application of liquid hog manure for production of pickling cucumbers. J. Food Prot. 68: 900-905.
- Couillard, D., P. Chouinard et M. Roy. 1995. Évaluation environnementale et sylvicole de différentes pratiques de valorisation des boues de stations d'épuration des eaux usées urbaines en érablières et en plantations de sapins de Noël. INRS-Eau. Report prepared for the MENV. Report no R-438.

- CQVB. 1990. La valorisation des boues de stations d'épuration municipales – Recherche et démonstration au Québec. 18 et 19 septembre 1990, Hull, Québec. Centre québécois de valorisation de la biomasse et autres collaborateurs.
- CRAAQ. 2003. Guide de référence en fertilisation. Centre de Référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 1ère édition.
- CRIQ. 1994. Caractérisation de certains composts commerciaux disponibles au Québec. Rapport final présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Centre de recherche industrielle du Québec inc.
- CRIQ. 1995. Recherche technique de compostage adaptée à une gestion optimale des fumiers. Rapport final présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Centre de recherche industrielle du Québec inc.
- Désilets, L. 1998. Caractérisation des résidus de traitement secondaire des effluents des fabriques de pâtes et papiers pour la présence éventuelle de bactéries pathogènes – version provisoire. Association des industries forestières du Québec.
- FPBQ. 2004. Cysticerose bovine. In : santé des bouvillons. Fédération des producteurs de bovins du Québec. <http://www.santedesbovillons.qc.ca/document/cysticerose.pdf>
- Forcier, F. 2002. Biosolides et bioaérosols : état de la situation. Vecteur Environnement 35(5) : 21-31.
- Gagnon, B et N. Ziadi. 2005. Utilisation des boues de papeteries et résidus alcalins forestiers en agriculture : mode de valorisation et impacts agronomiques et environnementaux. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Sainte-Foy.
- Gauthier, F. et F. Archibald. 2001. The ecology of « fecal indicator » bacteria commonly found in pulp and paper mill water systems. Wat. Res. Vol. 35, no 9, p. 2207-2218.
- Groeneveld, E. et M. Hébert. 2002. Perceptions d'odeur des matières résiduelles fertilisantes en comparaison avec les engrais de ferme. Vecteur Environnement. 35(3) : 22-26 [http://www.menv.gouv.qc.ca/chronique/2002/avril-juin/020523_mrf.htm].
- Groeneveld, E. et M. Hébert. 2003. MRF - respect des critères d'utilisation sur les fermes. Vecteur Environnement. 36(5) : 48-55. <http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm>
- Hébert, M. 1998. Contamination des sols agricoles du Québec par les éléments traces. Situation actuelle et perspective. Agrosol 10(2) : 87-95.
- Hébert, M. 2005. Épandage automnal des MRF – risques environnementaux et mesures préventives. Agrosol. Juin 2005, vol. 16, no 1, p. 61-78.
- Hébert, M. 2004. Valorisation des boues municipales comme matières fertilisantes au Québec. Vecteur Environnement, vol. 37, no 5. Septembre 2004. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm#valorisation>
- Hébert, M. 2003. Teneurs limites en cadmium et dioxines et furannes des MRF – position du MENV. Vecteur Environnement 36(4) : 80-81. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm#valorisation>
- Hébert, M., V. Rioux et E. Gagnon. 2002. Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MENV - Partie 1. Vecteur Environnement 35(5) : 33-37. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm#valorisation>
- Hébert, M., V. Rioux et E. Gagnon. 2003. Contrôle de qualité indépendant des MRF par le MENV - Partie 2 : pathogènes et paramètres agronomiques. Vecteur Environnement 36(1) : 34-40. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/articles/index.htm#valorisation>
- Kodsi, E. et M. S. Cournoyer. 1992. Chaulage et valorisation agricole de boues d'abattoirs - Étude de faisabilité. Rapport final, préparé pour le ministère de l'Environnement du Québec, Environnement Canada (Centre Saint-Laurent) et Abattoir Bienvenue (Olymel), par Urgel Delisle & Associés, Rapport 2250-02, 93 pages et annexes.
- Labelle, André. 1995. Utilisation des boues d'usines d'épuration et risques à la santé. Bulletin d'information en santé environnementale. Vol. 6, no 3, p. 1-3.
- Lessard, S. 1992. Compostage des déchets domestiques et des boues de stations d'épuration : synthèse des connaissances concernant les risques pour la santé. Comité de santé environnementale des DSC du Québec. Octobre 1992.
- Majdoub, R., C. Côté et M. Duchemin. 2004. Risques de contamination microbiologique des eaux souterraines et mesures préventives à adopter. Vecteur Environnement. 3(2) : 61-66.
- McKay, J. 2003. Crapshoot : The gamble with our wastes. Documentaire vidéogramme. Office national du film du Canada.
- MDDEP. 2004. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. http://www.MENV.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/index.htm
- MEF. 1997. Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec.
- MENV. 1987. Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales, Guide de bonnes pratiques. Ministère de l'Environnement (MENV). Envirodoq 870313, 60 pages.

- Mukherjee A., Speh D., Dyck E., Diez-Gonzalez, F. 2004. Preharvest Evaluation of Coliforms, *Escherichia coli*, Salmonella, and *Escherichia coli* O157: H7 in Organic and Conventional Produce Grown by Minnesota Farmers. *Journal of Food Protection* 67(5):894-900. <http://www.ingentaconnect.com/content/iafp/jfp/2004/00000067/00000005/art00006#avail>
- National Academy of Sciences . 2002. Biosolids Applied to Land : Advancing Standards and Practices. Prepublication copy. Committee on Toxicants and Pathogens in Biosolids Applied to Land; Board on Environmental Studies and Toxicology; Division on Earth and Life Studies; National Research Council. National Academy Press, Washington D.C., 266 pages. <http://stills.nap.edu/books/0309084865/html/>
- Ouellette, Y., J. Dessureault, J. St-Onge et G. Viel. 1996. Présence de faux-positifs dans le dénombrement de coliformes fécaux : la problématique au sein de l'industrie des papétières. *Les papétières du Québec* 7 : 4 (1996), p. 3033.
- Payment, Pierre. 1993. Risques d'exposition des travailleurs à des virus entériques à la suite de l'épandage de boues provenant de stations d'épuration d'eaux usées municipales. Préparé pour le ministère des Forêts du Québec, l'Université du Québec, l'Institut Armand-Frappier et le Centre de recherche en virologie, C-31, ISBN: 2-550-28028-8, Publication no FR93-3101, 21 pages.
- Pepper, I. 2002. Review of NAS Report - Biosolids Applied to Land : Advancing Standards and Practices. In: Weftech 2002 Biosolids Workshop Proceedings, Chicago, September 2002. Water Environment Federation.
- Québec. 2000. Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008. *Gazette officielle du Québec*, partie I, no 39, 30 septembre 2000, 132^e année, p. 968-974. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/upload/Publications/zzPolit515.pdf>
- Québec. 2004. Étude sur la qualité de l'eau potable dans sept bassins versants en surplus de fumier et impacts potentiels sur la santé - Résultats et plan d'action. Communiqué de presse <http://www.MENV.gouv.qc.ca/Infuseur/communiquer.asp?no=644>
- Québec. 2005a. Règlement sur les exploitations agricoles. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R11_1.htm
- Québec. 2005b. Règlement sur le captage des eaux souterraines. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R1_3.htm
- Québec. 2005c. Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées. http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R8.htm
- Rivard, G. et G. Huneault. 1992. Les parasites internes des bovins de boucherie. *Bovins du Québec*, août 1992. p. 6-11.
- Salter, C. et A. Cuyler. 2003. Pathogen reduction in food residuals composting. *Biocycle*, September 2003, p. 42-51.
- Sanderson, H. 2004. Biosolids, estrogens and the development of the precautionary principle. In: WEAO Biosolids Management Seminar - Milton, February 12, 2004. <http://www.weao.org/committees/biosolids/biosolids.html>
- Scott, A. 1968. Les sols. Réédité par l'Association québécoise des spécialistes en sciences du sol en 2003.
- Smith, E. 2005. Ontario's approach to Biosolids. In: 1st Canadian national wastewater forum. CWWA. Abstracts. Montreal, April 4th, 2005.
- TMCR. 2005. Ascariasis. Tropical Medicine Central Resource. <http://tmcr.usuhs.mil/tmcr/chapter10/intro.htm>
- TMECC. 2002. Test Methods for the Examination of Composting & Compost. U.S. Composting Council. <http://tmecc.org/tmecc/index.html>
- Topp, E. et A. Scott. 2003. Persistence of pathogenic and indicator bacteria in agricultural Soils. Dans « Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenu à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 313-322.
- Unc, A., M.J. Goss et S. Springthorpe. 2003. Factors important for the transport and survival of microbes from materials (manure/biosolids) applied to land. Dans « Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 181-199.
- USEPA. 1993. Standards for the use and disposal of sewage sludge (40 CFR parts 257, 403 and 503) - Final rule. EPA. Environmental Protection Agency.
- USEPA. 1999. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage) Under 40 CFR Part 503. Environmental Regulations and Technology, EPA/625/R-92/013, December 1992, Revised October 1999, 154 pages.
- Van Coillie, R. and M. Laquerre. 2003. Critères de qualité et risques du cadmium et des dioxines et furannes chlorés des matières résiduelles fertilisantes au Québec. *Vecteur Environnement* 36(1) : 22-33.
- Wakelin, S., G. Racz, J. Oleszkiewicz, N. Szoke et P. Barsalou. 2003. Estimating the potential for disease in nearby residents as a result of the City of Winnipeg biosolids land application program (WinGro). In: « Proceedings of the 2nd Canadian Organic Residuals Recycling Conference ». Tenue à Penticton, C.-B., les 24 et 25 avril 2003, p. 382-408.

Étude pédologique des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne

*M. Rompré, M. Gagnon, Y. Lemay, G. Laflamme et M. R. Laverdière

Résumé, *M. Rompré¹, M. Gagnon¹, Y. Lemay¹, G. Laflamme¹ et M. R. Laverdière¹. 2006. **Étude pédologique des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne.** *Agrosol* **16 (2)** : 123-126. Le développement d'une agriculture durable passe par la connaissance de la ressource « sol ». Afin de répondre à la demande soutenue du milieu, l'IRDA conjointement avec ses partenaires ont récemment finalisé l'étude pédologique couvrant plus de 30 000 ha de terres agricoles de la Péninsule gaspésienne à l'échelle 1 : 20 000. Soixante-quatre nouvelles séries de sol ont ainsi été définies reflétant la diversité et la complexité de l'agencement des matériaux parentaux variant de dépôts glaciaires aux dépôts marins ou littoraux, auxquelles s'ajoutent de nombreuses variantes. Les sols développés au fil du temps à partir de ces matériaux présentent des potentiels agricoles des plus variés et appartiennent aux ordres brunisolique, gleysolique et podzolique.

Abstract, *M. Rompré¹, M. Gagnon¹, Y. Lemay¹, G. Laflamme¹ and M. R. Laverdière¹. 2006. **Soil Survey Report of Cultivated land areas in the Gaspé Peninsula.** *Agrosol* **16 (2)** : 123-126. Sustainable agriculture starts with the appropriate knowledge of the soils in place. For years, people interested in the development of the Gaspé peninsula have requested such a study. IRDA soil specialists in conjunction with the support of local partners achieved recently the mapping of more than 30 000 ha of cultivated soils at the 1:20 000 scale along with its accompanying soil survey report. The 64 new soil series and numerous intergrades that have been described, were developed on materials that varied from glacial deposits to marine and coastal materials. These soils present significant variation in their agricultural potential and are regrouped within the Brunisolique, Gleysolic and Podzolic orders according to the Canadian system of soil classification.

Mots clés : Gaspésie, étude pédologique, sols agricoles, caractéristiques.

Key words: Gaspesia, soil survey, agricultural lands, soil properties.

Introduction

Décembre 2005 marque la publication d'un document attendu de longue date par les intervenants impliqués dans les diverses facettes du développement économique de la Gaspésie : l'Étude des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne. La parution de ce document s'avère donc une étape importante pour l'agriculture de cette région mais aussi pour plusieurs autres secteurs d'activités qui y sont reliés. La publication de ce rapport et des cartes qui l'accompagnent, constitue aussi un pas additionnel en vue de doter le Québec d'une couverture complète

d'études pédologiques qui permettra aux décideurs des divers paliers gouvernementaux de faire face aux défis ou encore aux opportunités qui se présenteront, en particulier dans le secteur agricole au cours des prochaines décennies.

Les propos retrouvés dans certains documents produits au cours des dernières décennies relativement à l'évaluation du potentiel agricole des sols de la Péninsule gaspésienne ou du développement de l'agriculture dans cette région, sont des plus variés. Ainsi dès la fin des années 40, Scott, par la suite Tardif (1964), puis l'ARDA à la fin des années 60, décrivaient

les sols de cette région comme étant très variés et présentant des potentiels allant de très élevés à très faibles. Dans un autre document produit en 1979 par Thériault dans la revue *Agriculture* et portant sur l'Évaluation du Plan de relance 1976-1979 de la région Gaspésie-les Îles-de-la-Madeleine, l'auteur faisait mention de conditions naturelles difficiles pour le maintien d'une agriculture en Gaspésie. Dans son étude, il se référait à trois zones homogènes agricoles pour l'ensemble du territoire pour lesquelles il utilisait des appellations peu flatteuses telles : en stagnation, en recul, à l'abandon.

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

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 644-6846, télécopieur : (418) 644-6855, courriel : michel.rompre@irda.qc.ca

Finalement, dans un document plus récent publié conjointement par les ministères des Finances et des Régions en avril 2001, et portant sur la Stratégie de développement économique des régions ressources, une section consacrée spécifiquement à la région Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, considérait cette dernière comme étant un maillon essentiel de l'économie québécoise. Dans la sous-section « Consolidation et diversification de l'économie » du document, il était alors question dans le domaine agroalimentaire, d'accroître la productivité des sols, de mettre en valeur et de protéger le territoire et les activités agricoles, de développer, consolider et diversifier les productions... On pouvait également y lire que de nouvelles productions devaient y être développées, que les productions en émergence ou encore peu présentes dans la région devaient être soutenues de façon plus importante et que finalement l'essai de nouvelles pratiques agricoles et l'expérimentation de modèles de fermes adaptées au milieu régional et aux critères de développement durable, devaient être encouragés. Un programme on ne peut plus optimiste!

On peut difficilement envisager l'atteinte de tels objectifs sans disposer dès le départ d'une étude pédologique relativement détaillée, qui fournit les informations de base relatives aux sols en place et à leurs assises, non seulement en prévision d'utilisations à des fins agricoles, mais aussi pour diverses activités connexes qui peuvent y être menées. En effet, la production d'une telle étude constitue généralement la première étape à tout nouveau développement, puisqu'elle permet non seulement de localiser les divers types de sols et de connaître leur distribution et importance en fonction du paysage, mais aussi d'établir leur potentiel pour une production donnée, leur susceptibilité à diverses formes de dégradation, ainsi que leur potentiel à soutenir des types d'activités autres qu'agricoles.

Quelques détails relatifs à l'Étude

L'Étude pédologique des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne constitue donc l'aboutissement de plus de 3,5 années d'efforts soutenus tant au niveau de la prospection, de l'analyse et du traitement des résultats, que de la préparation des cartes et de la rédaction du rapport comme tel. À cette période s'ajoute au moins une année additionnelle de démarches par les intervenants du milieu et la direction de l'IRDA afin de finaliser les modalités de réalisation d'une telle étude et d'en assurer le montage financier prérequis à la première sortie sur le terrain en début d'été 2002.

Cette étude se voulait donc dès le départ un outil de référence et d'aide à la décision en prévision d'une utilisation rationnelle et optimale des terres cultivées de la Péninsule gaspésienne. Les quelques 30 000 ha cartographiés s'étendent sur l'ensemble du pourtour de la Péninsule (Fig. 1) dans les cinq MRC de la Gaspésie, de Cap-Chat en Haute-Gaspésie jusqu'à l'Ascension-de-Patapédia en Avignon, aux confins de la Baie-des-Chaleurs, un territoire qui couvre plus de 20 000 km² et dont plus de 95 % sont sous couvert forestier. Le territoire cartographié recoupe donc pas moins de 50 feuillets topographiques au 1:20 000 et 1 600 photographies aériennes au 1:15 000.

En prévision de la caractérisation des sols, 10 000 observations terrain ont ainsi été effectuées et ont mené à la collecte de 705 échantillons de sols, sur lesquels ont été effectuées plus de 7 500 déterminations en laboratoire. Le cumul de ces données s'est traduit par la définition de 64 nouvelles séries de sols, quelque 300 variantes et la délimitation de plus de 6 000 polygones distincts.

Le document qui a résulté de l'ensemble de ces activités, déterminations et interprétations, c'est donc plus de 160 pages d'informations pertinentes et actualisées présentant les caractéristiques de la majorité des terres vouées à l'agriculture de la péninsule. L'étude est novatrice à plusieurs points de vue dont l'inclusion

d'un DVD en pochette en remplacement des 50 cartes (1:20 000) partiellement couvertes. On retrouve également sur ce support informatique, une copie complète du rapport, la légende des séries de sol identifiées pour l'ensemble du territoire cartographié dans l'étude ainsi que d'autres matériels dérivés en cours de réalisation. Étude novatrice aussi au niveau de la collecte des échantillons prélevés en prévision des analyses, par couches de 20 cm sous-jacentes à la couche de labour (horizon A_p) qui dans certains cas pouvait s'étendre jusqu'à une profondeur de 30 cm et qui était échantillonnée sur toute son épaisseur. Ceci contraste avec la majorité des études précédentes, alors que l'échantillonnage se faisait sur une base morphologique (horizon par horizon).

Caractéristiques du territoire et des sols

La Péninsule gaspésienne se subdivise en 3 zones ou secteurs bien distincts : un plateau (l'altitude moyenne varie entre 250 et 600 m) parsemé de montagnes dépassant les 600 m qui s'étend sur sa partie centrale et qui occupe la majeure partie du territoire avec ses vallées et rivières encaissées. Une zone intermédiaire localisée entre 160 et 250 m en périphérie de la première; les deux zones étant associées à la formation des Appalaches. Et finalement, une autre sise à moins de 160 m d'altitude, avec ses paysages moins accidentés et qui est souvent associée aux Basses-Terres du Saint-Laurent, où se retrouve la majorité des sols agricoles décrits dans la présente étude.

Le territoire s'est donc développé au cours des diverses périodes du paléozoïque (cambrien, ordovicien, silurien, dévonien et carbonifère), pendant lesquelles se sont produits plusieurs événements dont des invasions marines, des plissements, de l'érosion. L'ensemble de ces phénomènes s'est traduit par la formation des Appalaches, le développement des contre-forts et la mise en place de l'ensemble du modelé du territoire. Du côté de l'estuaire, le matériel de surface date principalement de l'ordovicien et est constitué de

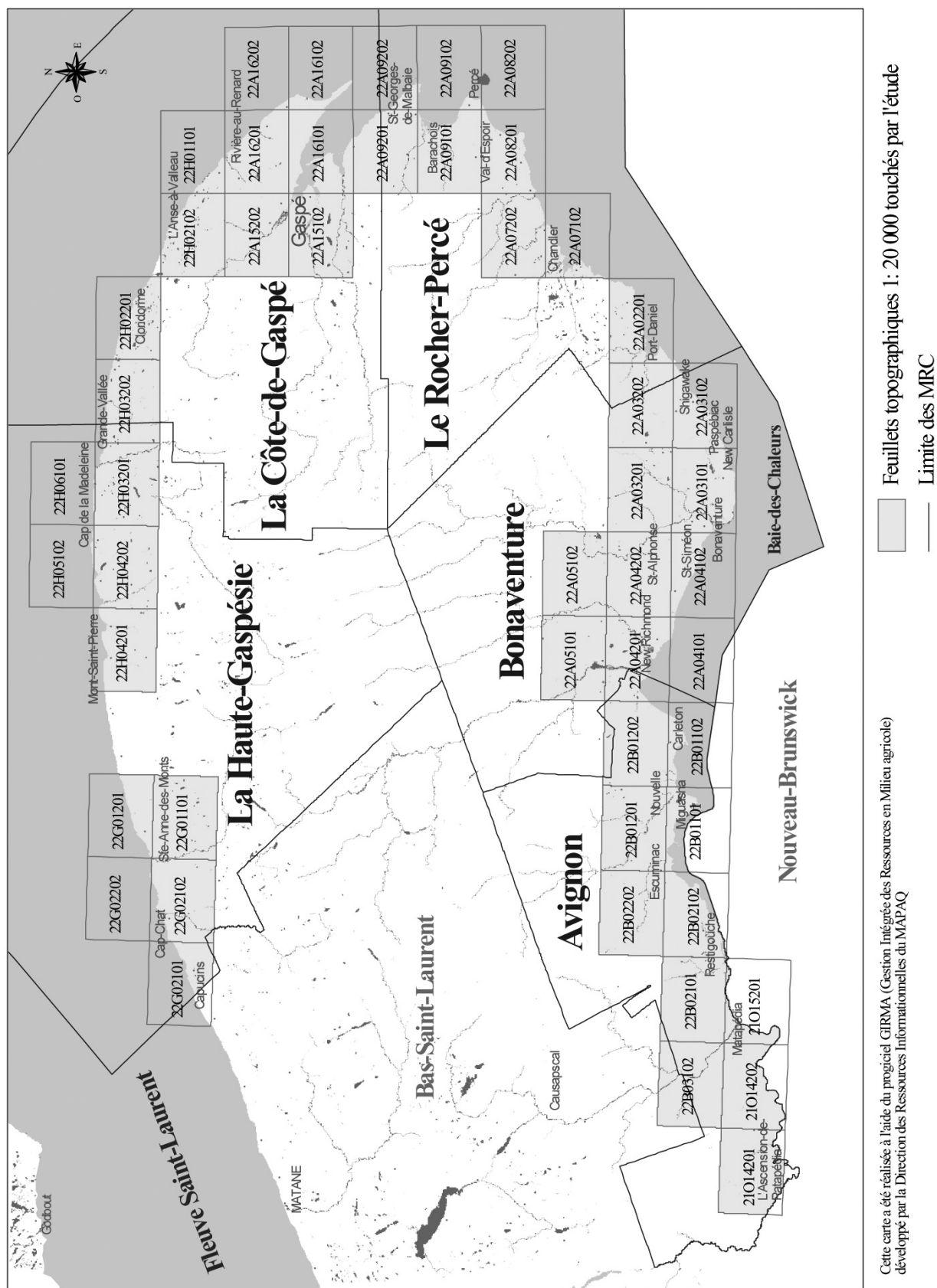


Figure 1. Localisation des secteurs étudiés.

grès, de calcaires, de dolomies et de cherts qui sont à l'origine d'une certaine différenciation des sols. Du côté de la Baie-des-Chaleurs, le matériel est plus récent et date du silurien au carbonifère. À nouveau, les grès se retrouvent dans la plupart des formations dans lesquelles on note la présence ou non de calcaires, de conglomérats et de basaltes. La péninsule a aussi été soumise à des phénomènes de glaciation et à une invasion marine par la mer de Goldthwait. La calotte glaciaire du Labrador se serait butée à la côte nord de la péninsule et aurait recouvert une partie du territoire en empruntant la vallée de la Matapédia d'une part et en contournant la péninsule par Gaspé pour atteindre la Baie-des-Chaleurs d'autre part. La présence par endroits de sols résiduels et la quasi-absence de stries glaciaires et de d'autres phénomènes associés au passage des glaciers, confirment l'absence de glaciation sur la totalité de la superficie de la péninsule. L'invasion marine qui a suivi le retrait de la glace a eu peu d'emprise sur la rive nord de la péninsule mais se manifeste davantage en bordure de la Baie-des-Chaleurs. Plus de 15 formations géologiques plus ou moins importantes ont ainsi été identifiées dans les seuls secteurs cartographiés. On retrouve donc dans le territoire couvert par cette étude, des dépôts superficiels de tills, d'origines fluvio-glaciaire, fluviale, marine, alluvionnaire, lacustre et organique, qui au fil des ans se sont développés en sols très diversifiés, tels que présentés dans cette étude.

L'analyse texturale effectuée sur l'ensemble des échantillons prélevés montre la dominance de la texture loameuse et la concentration des échantillons dans les classes texturales de loam, loam argileux et loam sableux, avec des débordements dans les classes loam sablo-argileux et loam limono-argileux. Les fragments grossiers représentent des pourcentages très variables dans les sols selon la nature des dépôts, variant d'absents à près de 70 à 80 %. La teneur en matière organique des sols cartographiés oscille en moyenne de 4 et 6 %, bien que dans les horions A_p de certaines séries de sols, elle dépasse les 12 %; de telles valeurs étant le reflet de leur utilisation ainsi que

leur position dans le paysage. On comprend facilement que la fertilité de ces sols soit particulièrement variable.

La teneur en phosphore des sols inventoriés dans cette étude est faible et aucun sol de la péninsule ne semble saturé en cet élément. L'importante banque de données générée à partir de cette étude pédologique, permettra de dériver certains problèmes potentiels (ex. drainage déficient) ou encore de produire des cartes de susceptibilité à des formes de dégradation (ex. perte de matière organique) par le biais du progiciel GIRMA.

Sur la base de la taxonomie des sols, la série constitue le niveau le plus détaillé et le plus couramment utilisé du Système canadien de classification des sols (2002). Nous avons mentionné antérieurement que les sols de la région étaient regroupés en 64 séries typiques, se concentrant dans trois ordres principaux : brunisolique (31); gleysolique (19) et podzolique (14). De ce premier regroupement des sols, on peut conclure qu'ils présentent un assez bon drainage dans 70 % des cas (brunisols + podzols) et un bon potentiel de fixation du P.

Conclusion et remerciements

Avec la publication de cette étude pédologique, le Québec fait un pas important vers la finalisation d'une première couverture de son territoire agricole; le secteur de la Vallée de la Matapédia constituant la dernière grande enclave de sols agricoles ne disposant pas encore d'une première carte ou étude de sols plus ou moins détaillée. Faisant référence à certains éléments présentés en « Introduction », nous sommes convaincus qu'avec la parution de cette étude, la Péninsule gaspésienne dispose maintenant d'un outil qui lui permettra de développer son plein potentiel agricole et d'orienter ses productions.

Une telle étude n'aurait pu se réaliser sans une concertation soutenue entre l'IRDA et les divers intervenants du milieu : ministère de l'Agriculture, des

Pêcheries et de l'Alimentation, la Table de concertation agroalimentaire de la Gaspésie, la Fédération de l'UPA de la Gaspésie-les Îles, les producteurs(trices) agricoles et aussi les propriétaires terriens qui ont permis l'accès à leurs champs. Des remerciements sincères s'adressent donc à l'ensemble de ces partenaires ainsi qu'aux membres des différentes équipes de l'IRDA qui se sont investis dans ce projet.

Références

- Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système de classification des sols. Direction générale de la recherche, Agriculture et agroalimentaire Canada, 3^{ème} édition. Ottawa, 196 pages.
- Ministère des Finances et ministère des Régions. 2001. Stratégie de développement économique des régions ressources. La Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, un maillon essentiel de notre économie. Bibliothèque nationale du Québec, avril 2001. 63 p.
- Rompé, Michel et Gagnon, Martin. 2005. Étude pédologique, Les Terres cultivées de la Péninsule gaspésienne. IRDA. 168 p.
- Thériault, Jacques. 1979. Évaluation du plan de relance de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Agriculture 36(3) : 21-24.

Effets de l'application à taux variable d'engrais potassique et magnésien sur le rendement et la composition minérale du fourrage

*B. Gagnon¹, M.C. Nolin, A.N. Cambouris et G. Bélanger

Résumé, *B. Gagnon¹, M.C. Nolin, A.N. Cambouris et G. Bélanger. **Effets de l'application à taux variable d'engrais potassique et magnésien sur le rendement et la composition minérale du fourrage.** *Agrosol.* 16 (2) : 127-134.

L'amélioration de la qualité des fourrages, en particulier de leur équilibre minéral, peut accroître la productivité des fermes laitières en réduisant les désordres physiologiques des animaux et les problèmes qui y sont reliés. Une expérience a été conduite pendant deux ans (1999 et 2000) afin d'évaluer l'effet de l'application à taux variable d'Acti-Mag (0, 33, 66 et 100 kg Mg ha⁻¹) et de KCl (0, 33 et 58 kg K ha⁻¹) sur le rendement et la composition minérale d'une prairie mixte (trèfle rouge/fléole) de 10 ha située sur une ferme laitière des Cantons de l'Est. L'application à taux variable a été comparée à une application uniforme d'Acti-Mag (50 kg Mg ha⁻¹) et à un témoin ne recevant aucun de ces fertilisants. La stratégie d'application à taux variable a été basée sur la variabilité spatiale du K et Mg disponibles du sol. Une application uniforme de 23 et 34 m³ ha⁻¹ de lisier de bovins laitiers a été effectuée en 1999 et 2000, respectivement, afin de fournir les autres éléments nutritifs. L'application uniforme d'Acti-Mag a augmenté le rendement en fourrage de 12 % lors de la première année d'application, alors que le champ était principalement composé de trèfle rouge. Elle a eu également tendance à diminuer la différence alimentaire cations-anions (DACA) de 6 % en moyenne au cours des deux années d'expérimentation, et le rapport K/(Ca+Mg) de 5 à 10 % à la dernière coupe de chaque année. Elle a également augmenté la concentration du fourrage en protéines brutes, Mg et S en deuxième année d'expérimentation. L'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag a aussi augmenté les rendements la première année. Ce traitement a augmenté les concentrations en K et Cl du fourrage mais a diminué la concentration en Mg. Ceci n'a pas eu d'effets sur la DACA mais a augmenté le rapport K/(Ca+Mg), particulièrement lors de la dernière coupe de fourrage de chacune des deux années d'expérimentation. Malgré le fait que ce champ présentait la variabilité spatiale requise pour répondre à l'application à taux variable de K et Mg, cette stratégie de gestion des fertilisants minéraux n'a pas amélioré l'équilibre minéral des fourrages. D'autres stratégies de fertilisation devraient être utilisées pour atteindre un tel objectif sur les fermes laitières préoccupées par l'optimisation d'utilisation de leurs engrais de ferme.

Mots clés : fertilisation, magnésium, potassium, différence alimentaire cations-anions, rapport K/(Ca+Mg)

Abstract, *B. Gagnon¹, M.C. Nolin, A.N. Cambouris and G. Bélanger. **Effects of variable rate application of K and Mg fertilizers on yield and mineral composition of forage.** *Agrosol.* 16 (2): 127-134.

Improvement of forage quality, in particular their mineral balance, may increase dairy farm productivity by reducing animal metabolic disorders and related problems. A two-year experiment (1999 and 2000) was conducted to evaluate the effect of a variable rate application of Acti-Mag (0, 33, 66, and 100 kg Mg ha⁻¹) and KCl (0, 33, and 58 kg K ha⁻¹) on the yield and mineral composition of a mixed forage (red clover/timothy) in a 10-ha field located on a dairy farm of the Eastern Townships. The variable application rate was compared to a uniform Acti-Mag application (50 kg Mg ha⁻¹) and to an untreated control. The strategy of variable rate application was based on the spatial variability of available soil K and Mg. A uniform application of 23 and 34 m³ ha⁻¹ of dairy cow slurry was made in 1999 and 2000, respectively, to supply other nutrients. The uniform Acti-Mag application increased forage yield by 12% but only in the first year of application, when the field was dominated by red clover. It also tended to decrease the dietary cation-anion difference (DCAD) by 6% on average during the two experimental years, and the K/(Ca+Mg) ratio by 5 to 10% of the last harvest in each year. Moreover, it increased the concentration of crude protein, Mg, and S in forage in the second experimental year. The variable rate application of KCl and Acti-Mag also increased yield in the first year. This treatment increased forage K and Cl concentrations but decreased Mg concentration. This had no effect on the DCAD but increased the K/(Ca+Mg) ratio, particularly for the last harvest in both experimental years. Despite the fact that this field showed the spatial variability required for a response to variable application of K and Mg, this strategy for mineral fertilization did not improve the mineral balance of the forage. Other fertilization strategies could be used to achieve such a goal on the dairy farms concerned by the optimized utilization of their manure.

Key words: green urban residues, composts, corn and N rates, water stable macro-aggregates, soil structure, OM and CEC.

1. Centre de recherches et de développement sur les sols et les grandes cultures, Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2560 boul. Hochelaga, Sainte-Foy (Québec), G1V 2J3, Canada

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 657-7980, télécopieur : (418) 648-2402, courriel : gagb@agr.gc.ca

Introduction

La production laitière est le premier secteur agricole en importance au Québec. Afin d'améliorer leur compétitivité et leur rentabilité, les entreprises laitières doivent augmenter la productivité de leurs troupeaux tout en réduisant leurs coûts de production. La fièvre de lait est une maladie métabolique qui occasionne des pertes importantes. Aux États-Unis, la fièvre du lait a une incidence directe sur 5 à 11 % des vaches laitières et des effets sous-cliniques pour près de la moitié des troupeaux (Beede 1996). Ces effets sous-cliniques contribuent au manque d'appétit des sujets fraîchement vèlés et les prédisposent à développer d'autres maladies telles que l'acétonémie, la rétention placentaire, le déplacement de la caillotte et la mammite (Horst et al. 1997; NRC 2001). Les pertes y étant associées se calculent à la fois en terme de coûts directs en soins de santé, que par des baisses de production et une diminution de la vie productive de l'animal (Payne 1968; Guard 1996).

Cette maladie est caractérisée par un rapide déclin de la concentration en calcium du plasma sanguin résultant de la demande fortement accrue de calcium pour la fabrication de lait au moment du vêlage (Horst et al. 1997). Trois facteurs majeurs prédisposent à la maladie : la race de la vache, son âge et son alimentation (Horst et al. 1997). Récemment, le concept de différence alimentaire cations-anions (DACA) a été utilisé avec succès pour contrôler la maladie (Horst et al. 1997). Ce concept prend en compte l'apport en potassium et sodium de l'alimentation comparativement à celui en chlore et soufre. Une formule plus élaborée a aussi été développée où les concentrations en magnésium, calcium et phosphore s'y ajoutent. Les valeurs de DACA recherchées pour la prévention de la fièvre du lait seraient d'environ -50 méq kg⁻¹ M.S. de ration lorsque la formule courte est utilisée, et d'environ +150 méq kg⁻¹ M.S. lorsque l'équation longue est retenue (Goff et Horst 2003).

Parmi les moyens pour atteindre une telle DACA, les producteurs ajoutent des sources d'anions à la ration. Toutefois, ces produits sont relativement dispendieux et occasionnent des problèmes de palatabilité (Oetzel et Barmore 1993). Une autre façon est de réduire la quantité de cations présents dans la ration (Goff et Horst 1997). Le potassium occupe une part très importante de la ration communément fournie aux animaux. Par conséquent, une diminution du potassium dans les rations pourrait permettre d'abaisser la DACA et réduire les risques d'incidence de la maladie. La concentration en potassium des plantes est influencée par le type de culture, le stade de croissance, la période de l'année, la fertilisation et la disponibilité du K du sol (Horst et al. 1997; Cherney et al. 1998; Goff 1999; Gagnon et al. 2003).

Une autre maladie métabolique qui frappe les ruminants et qui implique le potassium est la tétanie d'herbage. Cette maladie résulte d'une déficience de la disponibilité du magnésium provenant de la diète. Elle survient généralement lorsque les animaux s'alimentent ou broutent des herbes produites durant les périodes

fraîches et humides du printemps et de l'automne (Grunes et Welch 1989). Une valeur critique de 2,2 du rapport K/(Ca+Mg) a été établie au-delà de laquelle les risques de tétanie d'herbage sont élevés (Kemp et Hart 1957).

Au cours des dernières années, la production laitière s'est intensifiée sur les fermes. Le nombre d'animaux s'est accru mais n'a pas nécessairement été suivi par une disponibilité correspondante des superficies de culture. Conséquemment, les sols reçoivent des quantités de plus en plus importantes de fumier et lisier, les enrichissant ainsi en éléments fertilisants. Certains liens ont aussi été établis entre la composition minérale des plantes et le niveau de fertilité du sol, particulièrement en respect avec la tétanie d'herbage (Karlen et al. 1980; Robinson et al. 1989). Une étude a récemment montré qu'il existe une distribution spatiale pour plusieurs caractéristiques du sol et des fourrages et qu'il y a un lien entre le contenu en K du sol et la DACA du fourrage (Nolin et al. 2002; Gagnon et al. 2003). D'autre part, des effets contraires ont été rapportés suite à l'apport de fertilisants K et Mg sur la composition minérale du fourrage (Reid et Horvath 1980; Walworth et Sumner 1990).

En conséquence, l'objectif du présent projet consiste à évaluer l'effet de l'application à taux variable d'engrais potassique et magnésien sur le rendement, la composition minérale et l'équilibre nutritionnel des fourrages.

Matériel et méthodes

L'étude a été conduite pendant deux années (1999 et 2000) sur un champ de 10 ha localisé à Coaticook dans les Cantons de l'Est (45°08' N, 71°48' O). Le site, situé dans l'écovégétation des Appalaches, est occupé par les séries de sols de la caténa Greensboro (brunisol dystrique orthique, bien drainé), Calais (gleysol orthique, imparfaitement drainé) et Dufferin (gleysol humique orthique, mal à très mal drainé). La texture de surface était un loam limoneux. La pente variait

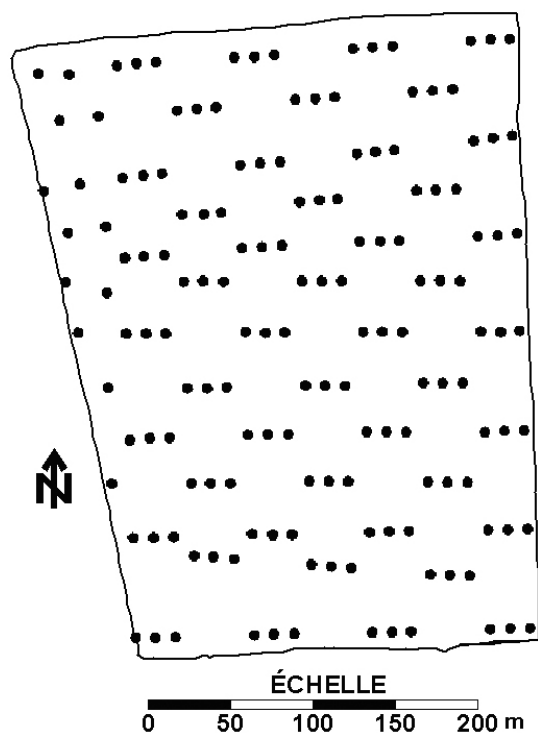


Figure 1. Dispositif d'échantillonnage des sols au début de l'expérience.

Tableau 1. Variabilité de la composition chimique et de la texture du sol de la couche 0-20 cm au départ de l'expérience.

	Unité	Moyenne	Écart-type	Coefficient de variation (%)	Minimum	Maximum
pH eau		6,4	0,4	6	5,5	7,4
Matière organique	%	4,4	1,0	23	2,3	8,1
Phosphore	kg ha ⁻¹	195	84	43	55	530
Potassium	kg ha ⁻¹	202	75	37	90	460
Magnésium	kg ha ⁻¹	165	43	26	90	340
Calcium	kg ha ⁻¹	2983	944	32	1200	7000
CEC	cmol kg ⁻¹	14,7	1,7	11	10,4	19,2
Saturation en Mg	%	4,2	1,2	29	2,1	8,5
Saturation en K	%	1,6	0,5	35	0,7	3,5
Saturation en Ca	%	46	15	34	16	91
Rapport Mg/K		3,1	1,6	51	0,9	9,1
Teneur en argile	%	12,3	2,7	22	7	21
Teneur en limon	%	57,0	3,3	6	49	68
Teneur en sable	%	30,8	4,1	13	15	41

de 1 à 9 %. Le champ consistait en une prairie mixte d'un an, dominée par le trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.) en 1999 (75 %) et la fléole des prés (*Pbleum pratense* L.) en 2000 (80 %).

Le sol a été échantillonné au début de l'expérience (avril 1999) en utilisant une grille systématique par degré (pas d'intervalle de 12, 42 et 60 m; figure 1). Chaque point a été géoréférencé et a servi à caractériser la variabilité du site (tableau 1). Les 114 points d'échantillonnage situés à l'intérieur des bandes d'application ont aussi servi d'unité de référence pour la collecte du sol et la récolte du fourrage au cours de l'expérience. Les fourrages ont été récoltés à la main au moyen de placettes de 52 cm × 28 cm, au stade début épiaison de la fléole des prés. Les fourrages ont été récoltés le 3 juin, le 27 juillet et le 27 septembre en 1999, de même que le 9 juin et le 15-16 août en 2000. Les échantillons ont été séchés à 55 °C pendant trois jours puis pesés. La première coupe (3 juin 1999) a servi à caractériser la variabilité dans le rendement et la composition minérale des fourrages (Gagnon et al. 2003).

À la suite de l'analyse des échantillons de sols, des cartes de distribution spatiale pour les indicateurs mesurés (figures 2 et 3) ont été réalisées au moyen du logiciel Surfer (version 6.0, Golden Software Inc. 1999) et du logiciel de modélisation géostatistique GS+ V 3.1 (Gamma Design

Software 1998). Ces cartes rapportent une structure spatiale bien définie pour la distribution du K extrait au Mehlich-3 et du rapport molaire Mg/K avec des coefficients de variation élevés de 37 et 51 % respectivement (tableau 1), ce qui en fait un site potentiel pour l'application à taux variable d'engrais potassique et magnésien.

Toutes les parcelles ont reçu une dose uniforme de lisier de bovins laitiers après la première coupe en 1999 et 2000, afin d'apporter les autres éléments nutritifs (tableau 2). Les besoins moyens en N de la culture étaient ainsi comblés sans apport supplémentaire d'engrais minéraux alors que l'apport en P dépassait les besoins du site (CRAAQ 2003). Les besoins supplémentaires en K étaient évalués à 33 kg K ha⁻¹ en 1999 alors qu'ils étaient nuls en 2000.

Suite à l'élaboration des cartes de fertilité et en tenant compte du fait que du lisier était apporté afin de combler les autres besoins de la culture, la stratégie suivante de fertilisation a été retenue (figure 4) :

1. aucun apport supplémentaire d'engrais minéraux (témoin);
2. application uniforme d'Acti-Mag (15 % Mg, dont 60 % sous forme MgCO₃, 2 % S) à 50 kg Mg et 6,5 kg S ha⁻¹, aucun apport de K;

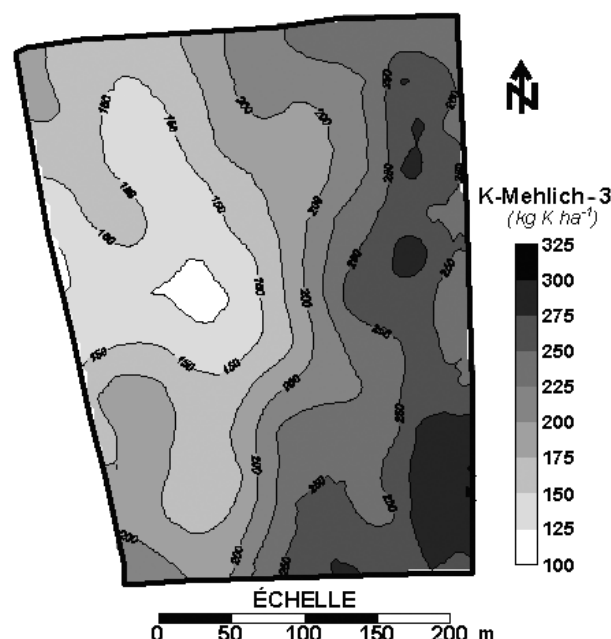


Figure 2. Variabilité spatiale de la teneur en K des sols

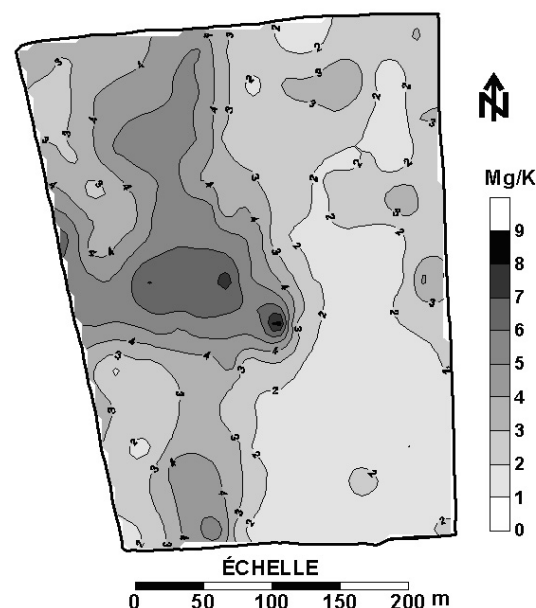


Figure 3. Variabilité spatiale du rapport Mg/K des sols au début de l'expérience.

3. application à taux variable de muriate de potassium (KCl, 0-0-60) et d'Acti-Mag selon les cartes de fertilité des sols en ces deux éléments.

Tableau 2. Composition chimique du lisier de bovins laitiers (base humide) et apports annuels d'éléments fertilisants.

	Analyse totale		Apport	
	1999	2000	1999	2000
Matière sèche	9,2 %	9,0 %		
Dose appliquée			22,5 m ³ ha ⁻¹	33,7 m ³ ha ⁻¹
	----- kg t ⁻¹ -----		----- kg ha ⁻¹ -----	
Azote (N)	3,69	2,25	85	78
Phosphore (P)	0,62	0,54	14	19
Potassium (K)	2,87	2,80	66	97
Calcium (Ca)	1,65	1,04	38	36
Magnésium (Mg)	0,48	0,38	11	13

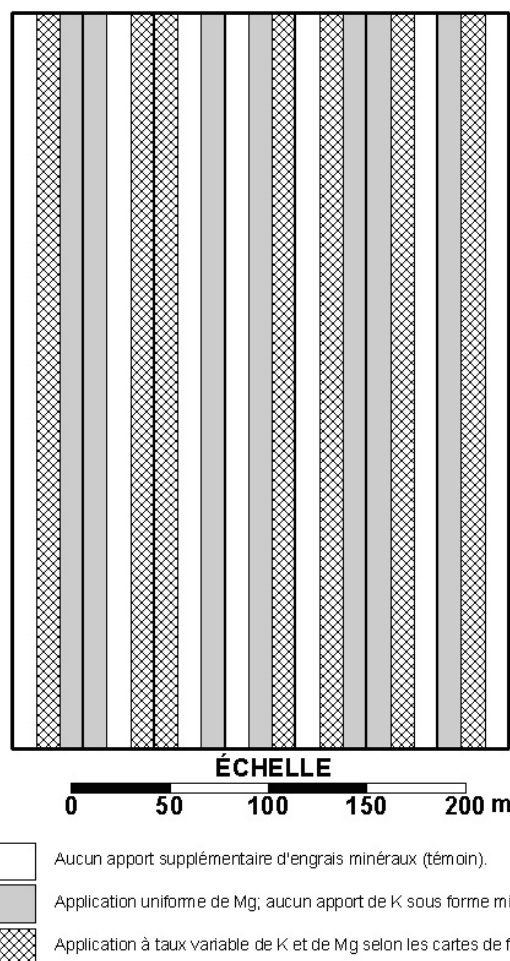


Figure 4. Dispositif expérimental pour l'application des engrais minéraux.

Pour le K, cela signifiait que :

- si K extrait au Mehlich-3 du sol < 150 kg ha⁻¹, apport de 58 kg K et 55 kg Cl ha⁻¹;
- si 150 < K du sol < 200 kg ha⁻¹, apport de 33 kg K et 31 kg Cl ha⁻¹;
- si K du sol > 200 kg ha⁻¹, aucun apport.

Pour le Mg, le rapport Mg/K a été considéré :

- si Mg/K du sol < 2, apport de 100 kg Mg et 13 kg S ha⁻¹;
- si 2 < Mg/K du sol < 3, apport de 66 kg Mg et 9 kg S ha⁻¹;
- si 3 < Mg/K du sol < 4, apport de 33 kg Mg et 4,5 kg S ha⁻¹;
- si Mg/K du sol > 4, aucun apport.

Le KCl et l'Acti-Mag ont été appliqués à la volée en bandes de 12 m de largeur au moyen d'un épandeur à taux variable. Les trois traitements ont été répétés aléatoirement dans sept blocs (figure 4). En 1999, l'application a eu lieu le 21 juin, après la première coupe. En 2000, la première application a été réalisée le 5 mai (50 % de la dose) et la seconde, le 4 juillet (50 %). L'apport annuel moyen du traitement à taux variable a été de 28 kg K ha⁻¹, 55 kg Mg ha⁻¹, 7 kg S ha⁻¹ et de 27 kg Cl ha⁻¹ pour les deux années du projet.

À la récolte du fourrage, un sous-échantillon a été moulu et la concentration en éléments minéraux (N, P, K, Ca, Mg et Na) a été obtenue par digestion

humide en présence d'un mélange d'acide sulfurique et acide sélénieux et de peroxyde d'hydrogène (Isaac et Johnson 1976). Le N et le P total ont par la suite été mesurés par colorimétrie sur un autoanalyseur Lachat Instruments Quik-Chem 8000 (Zellweger Analytics Inc., Milwaukee, MI; méthode 15-501-3). La concentration en N total a été transformée en protéines brutes en multipliant la valeur obtenue par 6,25. Les concentrations en K, Ca, Mg et Na ont été déterminées par émission à la flamme (K) ou par spectrométrie en absorption atomique. Le Cl des tissus a été extrait au H₂SO₄ 0,1 M, alors que la concentration en S a été obtenue par digestion en présence de HNO₃ et H₂O₂ (Mills et Jones 1996). Les concentrations en Cl et SO₄²⁻ ont été déterminées par conductivité sur un Dionex DX500 équipé d'une colonne AS11HP (Dionex Corporation, Sunnyvale, CA).

La DACA en méq kg⁻¹ M.S. a été calculée par deux équations. La première équation est générale alors que la seconde assigne des coefficients aux différents nutriments impliqués basés sur leur potentiel relatif à acidifier ou alcaliniser le sang de l'animal :

$$DCAD_1 = [Na^+ + K^+] - [Cl^- + S^{2-}] \quad \text{(Ender et al. 1971)} \quad [1]$$

$$DCAD_2 = [Na^+ + K^+ + 0,15Ca^{2+} + 0,15Mg^{2+}] - [Cl^- + 0,6S^{2-} + 0,5P^{3-}] \quad \text{(Goff et al. 1997)} \quad [2]$$

Le rapport K/(Ca+Mg) a également été calculé à partir des concentrations des minéraux converties en méq kg⁻¹ M.S.

La récupération apparente du K, Mg, S et Cl apportés a été calculée en soustrayant le prélèvement du fourrage non traité du prélèvement du fourrage du traitement fertilisé, et en divisant par la quantité apportée par les engrais. L'analyse de variance des données a été réalisée en utilisant le modèle général linéaire de SAS et les traitements ont été comparés au moyen de contrastes (SAS Institute Inc. 1999).

Résultats et discussion

Rendement en matière sèche

L'application uniforme d'Acti-Mag et l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag ont significativement ($P < 0,05$) augmenté le rendement en matière

sèche des fourrages lors de la première année d'expérimentation, uniquement à la coupe suivant l'application (0,32-0,43 t ha⁻¹ de plus; tableau 3). À la coupe suivante (coupe 3, 1999), aucun effet significatif n'a été observé. En 2000, à la suite de la première application fractionnée d'engrais, aucune différence significative n'a été observée dans le rendement en matière sèche malgré une hausse de

5 % par rapport au témoin. Ces résultats semblent démontrer que les légumineuses, espèce dominante lors de la première année de l'expérience, répondent mieux à la fertilisation en Mg que les graminées. Des recherches menées aux États-Unis ont en effet démontré que l'addition de Mg permet d'augmenter les rendements de la luzerne en autant que du K soit fourni (Walworth et Sumner 1990). Dans la présente étude, une partie du K était fournie aux plantes par le lisier apporté en 1999. Par contre, tous les besoins en cet élément étaient comblés par le lisier en 2000, ce qui rend plus difficiles les mesures de l'impact de l'application à taux variable de KCl pour cette deuxième année d'expérimentation.

Tableau 3. Effet des traitements de fertilisation sur le rendement en matière sèche et la concentration en protéines brutes des fourrages.

Année	Coupe	Traitement	Rendement	Protéines brutes
			t M.S. ha ⁻¹	g kg ⁻¹ M.S.
1999	2	Témoin (sans engrais)	2,38 b ¹	207 a
		Application uniforme d'Acti-Mag	2,81 a	199 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	2,70 a	203 a
	3	Témoin (sans engrais)	2,77 a	205 a
		Application uniforme d'Acti-Mag	2,93 a	214 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	2,92 a	211 a
2000	1	Témoin (sans engrais)	5,64 a	143 a
		Application uniforme d'Acti-Mag	5,90 a	147 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	5,94 a	147 a
	2	Témoin (sans engrais)	3,90 a	126 b
		Application uniforme d'Acti-Mag	3,83 a	137 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	4,05 a	132 ab

¹ Des lettres différentes à l'intérieur de chacune des coupes représentent des différences significatives à $P < 0,05$ selon la technique d'analyse par contrastes.

Composition minérale des fourrages

Les concentrations en protéines brutes des fourrages étaient beaucoup plus faibles en 2000 qu'en 1999; ceci reflétant sans doute la prédominance du trèfle rouge en 1999 (tableau 3). Les concentrations en K étaient près des valeurs moyennes (tableau 4). Selon Brisson

Tableau 4. Effet des traitements de fertilisation sur la concentration des fourrages en K, Na, Ca, Mg, S, Cl et P, sur la différence alimentaire cations-anions (DACA) et sur le rapport K/(Ca+Mg).

Année	Coupe	Traitement	K	Na	Ca	Mg	S	Cl	P	DACA ₁	DACA ₂	K/(Ca+Mg)
			g kg ⁻¹ M.S.							-- méq kg ⁻¹ M.S. --		
1999	2	Témoin (sans engrais)	23,0 a ¹	0,10 a	11,7 a	2,4 a	1,4 a	8,5 a	3,0 a	264 a	269 a	0,79 a
		Application uniforme d'Acti-Mag	22,9 a	0,10 a	11,7 a	2,4 a	1,5 a	8,7 a	3,0 a	248 a	260 a	0,78 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	24,4 a	0,09 a	11,5 a	2,4 a	1,6 a	9,5 a	3,1 a	264 a	268 a	0,85 a
	3	Témoin (sans engrais)	25,0 a	0,08 a	13,0 a	2,6 a	1,5 a	7,9 a	3,1 a	330 ab	347 a	0,77 ab
		Application uniforme d'Acti-Mag	24,5 a	0,08 a	13,6 a	2,7 a	1,5 a	8,0 a	3,1 a	309 b	335 a	0,73 b
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	26,7 a	0,07 a	12,9 a	2,5 b	1,5 a	9,1 a	3,1 a	335 a	348 a	0,84 a
2000	1	Témoin (sans engrais)	22,8 a	0,05 a	7,1 a	1,4 a	1,3 c	5,4 b	2,7 a	354 a	323 a	1,28 a
		Application uniforme d'Acti-Mag	22,9 a	0,06 a	7,6 a	1,5 a	1,5 a	6,0 b	2,7 a	329 a	309 a	1,20 a
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	24,4 a	0,06 a	7,4 a	1,4 a	1,4 b	7,8 a	2,8 a	321 a	296 a	1,36 a
	2	Témoin (sans engrais)	22,3 ab	0,09 a	7,0 a	1,6 ab	1,2 b	5,4 a	2,6 a	344 a	322 a	1,28 ab
		Application uniforme d'Acti-Mag	21,5 b	0,10 a	7,6 a	1,8 a	1,3 a	5,3 a	2,6 a	316 a	300 a	1,15 b
		Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	23,7 a	0,09 a	7,0 a	1,5 b	1,2 b	6,6 a	2,6 a	350 a	326 a	1,35 a

¹ Des lettres différentes à l'intérieur de chacune des coupes représentent des différences significatives à $P < 0,05$ selon la technique d'analyse par contrastes.

DCAD₁ = [Na⁺ + K⁺] - [Cl⁻ + S²⁻]; DCAD₂ = [Na⁺ + K⁺ + 0,15Ca²⁺ + 0,15Mg²⁺] - [Cl⁻ + 0,6S²⁻ + 0,5P³⁻].

(1997), les fourrages contiennent en moyenne 25 g K kg⁻¹ M.S. avec des valeurs variant de 10 à 30 g K kg⁻¹ M.S. Les concentrations en Ca, Mg, S, Cl et P étaient plus faibles en 2000 qu'en 1999, surtout lorsqu'on compare la deuxième coupe (tableau 4); en conséquence, la DACA calculée avec l'équation courte était plus élevée en 2000 et procurait des valeurs supérieures à celle obtenue avec l'autre équation pour cette année d'expérimentation. Le rapport K/(Ca+Mg) était également plus élevé dans l'ensemble lors de la deuxième année d'expérimentation.

La composition minérale a été peu affectée en première année, si ce n'est que l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag a réduit la concentration en Mg du fourrage en troisième coupe comparativement à l'application uniforme d'Acti-Mag ou le traitement témoin (tableau 4). Lors de la première coupe de 2000, les concentrations en protéines brutes, K, Na, Ca, Mg et P n'ont pas été affectées par les traitements (tableaux 3 et 4). Par contre, la concentration en S a été accrue par l'application uniforme d'Acti-Mag et par celle à taux variable de KCl et d'Acti-Mag; ce dernier effet étant toutefois moins marqué. Pour sa part, la concentration en Cl a augmenté avec l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag, sans doute en raison de l'intrant utilisé, soit le muriate de potassium qui contient 47 % de chlore. À la deuxième coupe de 2000, après la deuxième application fractionnée d'engrais, l'application uniforme d'Acti-Mag a engendré des concentrations plus élevées en protéines brutes, Mg et S, de même que des concentrations plus faibles en K (tableaux 3 et 4). À l'opposé, les concentrations les plus

élevées en K du fourrage ont été observées avec l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag. Il est connu que les hauts niveaux de K disponible du sol diminuent la concentration en Mg des graminées (Robinson et al. 1989), alors que la fertilisation en K a un effet dépressif sur le Na, Mg et Ca des tissus des plantes avec peu d'influence sur la digestibilité des fourrages (Reid et Horvath 1980; Wilson 1981).

Différence alimentaire cations-anions des fourrages

L'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag n'a pas affecté la DACA; l'augmentation de la concentration en K étant compensée par une augmentation de la concentration en Cl. Les valeurs de DACA les plus faibles ont souvent été obtenues avec l'application uniforme d'Acti-Mag, quoique ces différences n'aient été statistiquement significatives que pour la coupe 3 en 1999 avec l'équation courte (tableau 4). Cet effet de l'application uniforme d'Acti-Mag sur la DACA est associé à une diminution de la concentration en K du fourrage. Les résultats obtenus dans le contexte de cette étude démontrent que l'application uniforme d'Acti-Mag a permis de diminuer de 6 % en moyenne la DACA des fourrages lorsqu'on utilise la formule courte, et de 3 à 7 % en utilisant la formule longue. Cette diminution est relativement faible et ne permet pas d'atteindre les valeurs de DACA requises pour l'alimentation des vaches taries. Dans cette étude, les niveaux de K et Mg du sol étaient relativement élevés quoique représentatifs des conditions

rencontrées sur les fermes québécoises. Ces niveaux élevés de K et Mg combinés à l'application de lisier ont probablement masqué en partie l'effet des traitements de fertilisation minérale.

Rapport K/(Ca+Mg) des fourrages

L'application uniforme d'Acti-Mag a réduit le rapport K/(Ca+Mg) lors de la dernière coupe de chacune des deux années d'expérimentation, de 5 à 10 % comparativement au traitement témoin, et de 13 à 15 % comparativement à l'application à taux variable de K et Mg (tableau 4). Une étude synthèse rapporte que des concentrations en Mg dans le fourrage de 2,0 g kg⁻¹ M.S. sont recommandées comme niveau sécuritaire pour les vaches en gestation et en lactation, alors qu'un haut niveau de K dans le fourrage (> 30 g kg⁻¹ M.S.) et un rapport K/(Ca+Mg) de 2,2 et plus sont associés à une incidence de la tétanie d'herbage (Grunes et Welch 1989). Des teneurs excessives en K disponible du sol ont un double effet sur la santé des vaches laitières, en réduisant la concentration en Mg des graminées (Robinson et al. 1989) et en diminuant l'absorption de celui-ci par le tract digestif (Dalley et al. 1997). Au cours de la présente expérience, le rapport K/(Ca+Mg) a été bien en deçà du seuil critique même s'il a augmenté en deuxième année où les graminées étaient dominantes. Par contre, il était plus favorable avec le traitement à taux fixe de Mg qu'avec le traitement à taux variable de K et Mg, particulièrement en fin de saison.

Tableau 5. Effet des traitements de fertilisation sur le prélèvement annuel (somme des deux coupes de chaque année) et la récupération apparente du K, Mg, S et Cl par les fourrages.

Année	Traitement	Prélèvement (kg ha ⁻¹)				Récupération (% quantité apportée)			
		K	Mg	S	Cl	K	Mg	S	Cl
1999	Témoin (sans engrais)	124 b ¹	12,9 b	7,4 b	41,7 b	-	-	-	-
	Application uniforme d'Acti-Mag	136 ab	14,5 a	8,8 a	47,4 ab	-	3,3	23	-
	Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	143 a	13,8 ab	8,6 a	52,0 a	68	1,7	19	39
2000	Témoin (sans engrais)	217 a	13,9 a	12,0 b	51,9 b	-	-	-	-
	Application uniforme d'Acti-Mag	219 a	15,3 a	13,9 a	56,0 b	-	2,9	28	-
	Application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag	241 a	14,5 a	13,2 a	73,0 a	84	1,2	16	79

¹ Des lettres différentes à l'intérieur de chacune des années représentent des différences significatives à $P < 0,05$ selon la technique d'analyse par contrastes.

Prélèvement des éléments apportés

Les prélèvements annuels en K par les fourrages ont été les plus élevés avec l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag pour les deux années d'expérimentation (tableau 5). Ce traitement était le seul à apporter du K sous forme minérale. Le taux de récupération apparent en K a été très élevé, soit 68 % en 1999 et 84 % en 2000. Par conséquent, aucune accumulation de K disponible n'a été mesurée dans le sol (données non présentées). Plusieurs légumineuses et certaines graminées peuvent accumuler le K dans leurs tissus en excès de leurs besoins sans présenter d'augmentation de rendement lorsqu'elles croissent dans des sols bien pourvus en cet élément (Horst et al. 1997).

Les prélèvements en Mg ont été plus modestes que pour le K. Ils ont été plus élevés avec l'application uniforme d'Acti-Mag, avec un taux de récupération apparent d'environ 3 % pour l'ensemble des deux années (tableau 5). Quoique non différents statistiquement ($P > 0,05$), le prélèvement et le taux de récupération apparent du Mg ont été inférieurs avec l'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag, ce qui laisse entrevoir un antagonisme du K et du Mg lors de l'absorption de ces deux éléments par la plante. Le sol a présenté une accumulation significative du Mg extrait au Mehlich-3 mais seulement après la deuxième année d'application, passant de 192 kg ha⁻¹ dans le traitement témoin à 214 kg ha⁻¹ avec l'application uniforme de 50 kg Mg ha⁻¹. L'efficacité agronomique des fertilisants magnésiens est reliée à leur solubilité à l'eau et à leur granulométrie (Mortvedt et Kelsoe 1988). Par conséquent, une source plus soluble de Mg aurait sans doute été préférable pour observer des effets plus marqués sur la croissance et la qualité des cultures ainsi que sur la DACA et le rapport K/(Ca+Mg).

Le prélèvement du S a été plus élevé avec l'application d'Acti-Mag, qu'elle soit uniforme ou à taux variable (tableau 5). La récupération apparente a toutefois été légèrement supérieure avec l'application uniforme d'Acti-Mag. Le prélèvement en Cl a été le plus élevé avec l'application à

taux variable de KCl et d'Acti-Mag. Le taux de récupération apparent a été de 39 % en 1999 et de 79 % en 2000. Ceci confirme que le chlore est facilement absorbé par les plantes.

Conclusion

L'application à taux variable de KCl et d'Acti-Mag a eu tendance à augmenter la concentration en K du fourrage. Par contre, comme l'engrais potassique contenait également du chlore, la concentration en Cl a augmenté avec l'apport de K. Cette augmentation de la concentration en Cl a permis de contrebalancer l'augmentation de la concentration en K des tissus de telle sorte que la DACA n'a pas été influencée par la fertilisation potassique à taux variable. Par contre, l'application uniforme d'Acti-Mag a eu tendance à diminuer la DACA de 6 % en moyenne. De plus, l'application uniforme d'Acti-Mag a permis une augmentation du rendement lorsque le trèfle rouge était prédominant dans la prairie. La récupération du Mg appliqué a par contre été plutôt faible (3 %) contrairement au K (68-84 %) ou au Cl (39-79 %). D'autre part, l'application uniforme d'Acti-Mag a réduit le rapport K/(Ca+Mg) de 5 à 10 % comparativement au traitement sans engrais minéraux.

Malgré le fait que ce champ s'avérait à priori tout désigné pour y effectuer une application à taux variable de K et Mg compte tenu de l'intensité de la variabilité et de la présence d'une structure spatiale pour différents indicateurs décrivant la disponibilité de ces deux éléments dans les sols et les plantes de ce champ, l'utilisation d'autres stratégies de fertilisation serait probablement plus appropriée afin d'atteindre un objectif de meilleur équilibre minéral du fourrage. Dans cette perspective, des stratégies de fertilisation utilisant majoritairement des formes facilement disponibles de Mg, S et Cl, avec des apports limités de K, dans des champs strictement réservés à des besoins spécifiques pour l'alimentation du bétail seraient plus conseillées sur les fermes laitières préoccupées par l'optimisation de l'utilisation de leurs engrais de ferme.

Remerciements

Nous tenons à souligner la contribution importante du Dr R. R. Simard (Agriculture et Agroalimentaire Canada, Sainte-Foy) qui a été l'un des initiateurs de ce projet. Nous tenons également à remercier M.J. Deschênes, A. Larouche et P. Lamoureux pour leur assistance technique, ainsi que G. Tremblay et S. Pelletier pour leurs commentaires sur une version préliminaire du manuscrit. Cette étude a été rendue possible grâce à la contribution de la Ferme Steronest et de Synagri Canada via le programme de partage des frais à l'investissement d'Agriculture et Agroalimentaire Canada.

Références bibliographiques

- Beede, D.K. 1996. Cation-anion difference in dairy rations: dealing with high potassium content in alfalfa. P. 30-37 dans Proc. of the 26th National Alfalfa Symp. Certified Alfalfa Seed Council, Inc., Davis, CA.
- Brisson, J. 1997. Le potassium dans les fourrages. Le Producteur de lait québécois. Nov., p. 21-24.
- Cherney, J.H., D.J.R. Cherney et T.W. Bruulsema. 1998. Potassium management. p. 137-160 dans J.H. Cherney et D.J.R. Cherney, eds. Grass for dairy cattle. CABI Publishing, New York, NY.
- CRAAQ. 2003. Guide de référence en fertilisation. 1^{ère} éd. Sainte-Foy, QC. 294 pp.
- Dalley, D.E., P. Isherwood, A.R. Sykes et A.B. Robson. 1997. Effect of intra-ruminal infusion of potassium on the site of magnesium absorption within the digestive tract in sheep. J. Agric. Sci. (Camb.) 129: 99-105.
- Ender, F., I.W. Dishington et A. Helgebostad. 1971. Calcium balance studies in dairy cows under experimental induction and prevention of hypocalcaemic *paresis puerperalis*. The solution of the aetiology and the prevention of milk fever by dietary means. Z. Tierphysiol. Tierernaehr. Futtermittelkd. 28: 233-256.

- Gagnon, B., G. Bélanger, M.C. Nolin et R.R. Simard. 2003. Relationships between soil cations and plant characteristics based on spatial variability in a forage field. *Can. J. Plant Sci.* 83: 343-350.
- Gamma Design Software. 1998. GS+: Geostatistics for environmental sciences. Version 3.1. Plainwell, MI.
- Goff, J.P. 1999. Dry cow nutrition and metabolic disease in parturient cows. *Adv. Dairy Technol.* 11: 63-79.
- Goff, J.P. et R.L. Horst. 1997. Effects of the addition of potassium or sodium, but not calcium, to prepartum rations on milk fever in dairy cows. *J. Dairy Sci.* 80: 176-186.
- Goff, J.P. et R.L. Horst. 2003. Role of acid-base physiology on the pathogenesis of parturient hypocalcaemia (milk fever) - the DCAD theory in principal and practice. *Acta Vet. Scand. Suppl.* 97: 51-56.
- Goff, J.P., R. Ruiz et R.L. Horst. 1997. Relative acidogenic activity of commonly used anionic salts - re-thinking the dietary cation-anion difference equations. *J. Dairy Sci.* 80 (Suppl. 1): 169.
- Golden Software Inc. 1999. Surfer. Contouring and 3D surface mapping user's guide. Golden, CO. 619 pp.
- Grunes, D.L. et R.M. Welch. 1989. Plant contents of magnesium, calcium and potassium in relation to ruminant nutrition. *J. Anim. Sci.* 67: 3485-3494.
- Guard, C. 1996. Fresh cow problems are costly: culling hurts the most. p. 100 dans *Proc. 1994 Annual Conf. Vet., Cornell Univ. Ithaca, NY.*
- Horst, R.L., J.P. Goff, T.A. Reinhardt et D.R. Buxton. 1997. Strategies for preventing milk fever in dairy cattle. *J. Dairy Sci.* 80: 1269-1280.
- Isaac, R.A. et N.W.C. Johnson. 1976. Determination of total nitrogen of plant tissue using BD-40 digestion. *J. AOAC* 59: 98-100.
- Karlen, D.L., R. Ellis Jr., D.A. Whitney et D.L. Grunes. 1980. Soil and plant parameters associated with grass tetany of cattle in Kansas. *Agron. J.* 72: 61-65.
- Kemp, A. et M.L. 't Hart. 1957. Grass tetany in grazing milking cows. *Neth. J. Agric. Sci.* 5: 4-17.
- Mills, H.A. et B. Jones Jr. 1996. Plant analysis handbook II. MicroMacro Publishing, Inc. Athens, GA.
- Mortvedt, J.J. et J.J. Kelsoe. 1988. Crop response to fine and granular magnesium fertilizers. *Fert. Res.* 15: 155-161.
- Nolin, M.C., B. Gagnon, M.-L. Leclerc, A.N. Cambouris, G. Bélanger et R.R. Simard. 2002. Influence of pedodiversity and past land uses on the within-field spatial variability of selected soil and forage quality indicators. P. 261-277 dans P.C. Robert et al., eds. *Proc. of the 6th International Conference on Precision Agriculture and Other Precision Resources Management.* Minneapolis, MN. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI. (CD-ROM).
- NRC. 2001. Nutrient requirements of dairy cattle. 7th ed. National Academy Press, Washington, DC. 381 pp.
- Oetzel, G.R. et J.A. Barmore. 1993. Intake of a concentrate mixture containing various anionic salts fed to pregnant, nonlactating dairy cows. *J. Dairy Sci.* 76: 1617-1623.
- Payne, J.M. 1968. Outlook on milk fever. *Outlook Agric.* 5: 266.
- Reid, R.L. et D.J. Horvath. 1980. Soil chemistry and mineral problems in farm livestock: a review. *Anim. Feed Sci. Technol.* 5: 95-167.
- Robinson, D.L., L.C. Kappel et J.A. Boling. 1989. Management practices to overcome the incidence of grass tetany. *J. Anim. Sci.* 67: 3470-3484.
- SAS Institute, Inc. 1999. SAS/STAT user's guide. Version 8. SAS Institute, Inc., Cary, NC. 3884 pp.
- Walworth, J.L. et M.E. Sumner. 1990. Alfalfa response to lime, phosphorus, potassium, magnesium, and molybdenum on acid ultisols. *Fert. Res.* 24: 167-172.
- Wilson, J.R. 1981. Environmental and nutritional factors affecting herbage quality. p. 111-131 dans J.B. Hacker, ed. *Nutritional limits to animal production from pastures.* CAB, Farnham Royal, UK.

Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol

*A. N'Dayegamiye ¹, A. Drapeau ¹ et M. R. Laverdière ¹

Résumé, *A. N'Dayegamiye ¹, A. Drapeau ¹ et M. R. Laverdière ¹. **Effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et certaines propriétés du sol.** *Agrosol*. 16 (2) : 135-144. Cette étude d'une durée de 4 ans visait à évaluer les effets directs et les arrières-effets d'apports de composts de résidus ménagers sur les rendements des cultures et sur certaines propriétés du sol. Pendant les deux premières années de l'essai, les composts ont été ajoutés au sol à l'automne ou au printemps à raison de 20, 40 et 60 t/ha, seuls ou combinés avec 180, 120 et 60 kg N/ha respectivement, en prévision d'une culture de maïs. Ces traitements ont été comparés à la dose 180 kg N/ha et à un témoin sans engrais azoté. Les effets résiduels des apports de composts ont été évalués sur le blé et l'orge au cours des années suivantes. En comparaison avec le témoin, les composts de résidus ménagers apportés seuls ont augmenté les rendements en maïs-grain de 1 à 3 t/ha selon les doses, mais seulement lors de la deuxième année de production. Toutefois, les applications de composts complétées avec l'engrais azoté ont permis pendant les deux années d'obtenir des rendements élevés en grains du maïs, comparables à la dose complète de N (180 kg N/ha) sans compost. Les arrières-effets des apports de composts seuls ont donné, en moyenne, des gains de 720 et 975 kg/ha en rendement en blé et en orge respectivement, en comparaison avec le témoin. Les coefficients d'utilisation de l'azote de ces composts par la culture de maïs étaient de seulement 7 %. Cette étude démontre que les apports de composts ont progressivement augmenté les rendements des cultures et les revenus nets calculés, probablement grâce à l'amélioration des propriétés du sol. En effet, deux applications de composts ont significativement accru la respiration microbienne (CO₂), le potentiel de minéralisation d'azote (NO₃), les teneurs de carbone de la biomasse microbienne ainsi que les activités de la phosphatase alcaline et de l'uréase, ces dernières étant reliées à la minéralisation de l'azote et du phosphore organique. Même s'ils n'ont pas influencé la masse volumique apparente du sol de façon significative, les apports de composts ont amélioré le potentiel de rétention en eau et augmenté les teneurs en matière organique du sol, comparativement au témoin et au traitement avec les engrais minéraux seuls. Valorisés selon les normes environnementales en vigueur, les composts de résidus ménagers peuvent rapidement améliorer la productivité et la qualité des sols.

Mots clés : composts de résidus ménagers, maïs, blé et orge, activités biologique et enzymatique du sol, matière organique, effets résiduels.

Abstract, *A. N'Dayegamiye ¹, A. Drapeau ¹ and M. R. Laverdière ¹. **Effects of municipal waste compost applications on crop yields and soil properties.** *Agrosol*. 16 (2): 135-144. This 4-yr study evaluated direct and residual effects of municipal waste composts on crop yields and on evolution of soil properties. During the first two years under corn production, the composts were applied to the soil in fall and spring at 20, 40 and 60 t/ha rates, without or with decreasing N rates depending of the compost rate applied (180, 120 and 60 kg N/ha respectively). The treatments were compared to a complete N rate for corn (180 kg N/ha), and to a control. Residual effects of compost addition were evaluated on wheat and barley crops in the next years. In comparison to the control, the application of composts alone increased by 1 to 3 t/ha corn yields but only in the second year of the study. However, the compost applications combined with mineral N fertilizer produced the highest corn yields in both years, which were similar to those obtained with the mineral N fertilizer (180 kg N/ha). Compost residual effects increased by 720 and 975 kg/ha wheat and barley yields respectively, compared to the control. The N recovery was only 7% for the studied composts. The benefit of compost application was gradual, and could be due to the improvement of soil properties. Two compost applications significantly increased soil microbial respiration (CO₂), N mineralization potential (NO₃), microbial biomass carbon content and alkaline phosphatase and urease activities. Although compost applications did not have any effect on soil bulk density, they increased the soil water retention and organic matter content, compared to the control or the fertilizer treatment alone. Based on environmental regulations, the use of municipal waste composts could improve rapidly soil productivity and its quality.

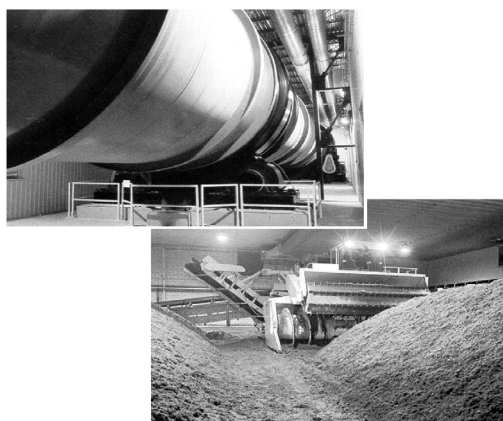
Key words: municipal waste composts, corn, wheat and barley, soil biological and enzymatic activities, organic matter, residual effects.

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

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 644-6845, télécopieur : (418) 644-6855, courriel : adrien.ndaye@irda.qc.ca

INTRODUCTION

La disposition de déchets organiques dans les sites d'enfouissement représente de plus en plus un coût élevé, ainsi qu'un impact négatif sur le milieu (Smith 1994). C'est pour ces raisons que le compostage de résidus ménagers triés à la source est en pleine croissance dans plusieurs pays. Au Québec, le Groupe Conporec valorise annuellement environ 30 000 tonnes métriques de résidus ménagers provenant de la Rive-Sud de Montréal, et produit environ 15 000 tonnes métriques de composts. Après une collecte sélective (tri à la source) des déchets domestiques, l'utilisation du bio-réacteur comme procédé de compostage permet à cette compagnie d'hygiéniser les résidus ménagers et de les transformer en humus en une période relativement courte.



La production et la valorisation de composts de résidus ménagers sont en expansion aux États-Unis et en Europe (Cameron et al. 2004; Crecchio et al. 2004), et des effets positifs sur les rendements des cultures ont été obtenus sous plusieurs conditions de sol et de climat (Convertini et al. 1999). Même si les composts obtenus ne sont pas encore valorisés à grande échelle en agriculture, beaucoup de recherches ont démontré que des apports de ces produits augmentaient les niveaux de matière organique, la capacité d'échange cationique, le nombre de microorganismes et leurs activités (Crecchio et al. 2004; Yuksel 2004; Bresson et al. 2001; Guidi et al. 1988). Les apports de composts ont également amélioré la structure des sols et la rétention en eau et réduit la masse volumique (Guisquiani et al. 1995).

En améliorant les propriétés des sols, ceci a favorisé la croissance des cultures et leurs rendements, ainsi que les bénéfices bruts (MacLaren et Cameron 1996). Les composts de résidus domestiques sont fréquemment utilisés dans les sols sablonneux de la Floride et leurs apports ont conduit à des augmentations de la productivité de ces sols, principalement en cultures commerciales (Smith 1994).

Comme dans le cas des boues municipales, il existe une certaine crainte relative à l'accumulation de métaux lourds dans les sols et à leur toxicité pour les plantes et les microorganismes qui s'y développent. Cependant, des études indiquent de faibles enrichissements des sols en métaux lourds, lorsque les composts apportés rencontrent les normes environnementales prescrites, et qu'ils sont apportés périodiquement au sol en tant qu'amendements organiques. D'autres études ont indiqué que des apports de composts pendant six ans n'avaient pas affecté la diversité et les fonctions des microorganismes des sols étudiés (Crecchio et al. 2004).

Les composts ont généralement de faibles teneurs en N et P, en comparaison avec les engrais minéraux, les fumiers ou les boues mixtes de papeteries. Cependant, leur application pourrait améliorer les conditions du sol (aération, CEC, porosité), favorisant ainsi une meilleure croissance des plantes et une absorption efficace des éléments nutritifs en provenance du sol, des engrais minéraux ou des composts.

L'objectif de cette étude consistait à évaluer l'influence d'apports de composts de résidus ménagers sur les rendements et la nutrition du maïs et des céréales, ainsi que sur l'évolution de quelques propriétés du sol.

Matériel et méthodes

Description du site et des traitements

Cette étude a été réalisée sur un sable loameux de la série Du Contour, à la ferme expérimentale de l'IRDA à Saint-

Hyacinthe. Le sol présentait un pH initial de 6,8, un niveau en matière organique de 1,81 %, ainsi que des teneurs moyennes en P, K et Mg de 360, 391 et 270 mg/kg de sol, respectivement.

Les composts utilisés provenaient du Groupe Conporec (Sorel-Tracy, Québec) Il s'agit généralement de résidus ménagers triés à la source et compostés dans un bio-réacteur pendant trois jours. Les composts sont par la suite tamisés, avant d'être disposés en andains dans un bâtiment où ils poursuivent leur maturation pendant environ trois mois. Les andains sont périodiquement retournés, afin de maintenir de bonnes conditions de compostage.

Les traitements, en trois répétitions, consistaient en trois doses de composts (20, 40 et 60 tonnes/ha sur base humide) apportées à l'automne ou au printemps. Les composts étaient apportés seuls ou avec un supplément d'engrais minéral azoté correspondant à 180, 120 et 60 kg N/ha, respectivement pour 20, 40 et 60 t/ha de composts. Ces traitements étaient comparés au témoin sans engrais azoté et à des doses d'azote minéral (60 à 180 kg N/ha). Les composts ont été appliqués pendant les deux premières années sur une culture de maïs.

Les arrières-effets des deux apports de composts ont été évalués sur des cultures de blé et d'orge au cours des deux années suivantes. Les doses d'azote apportées pour le blé et l'orge étaient de 90, 60 et 30 kg N/ha, selon les doses croissantes de composts appliquées antérieurement. Pendant les quatre années, tous les traitements ont reçu des doses égales d'engrais minéraux P et K, suivant les recommandations du CPVQ (50 kg P_2O_5 /ha + 50 kg K_2O /ha). Les engrais de N, P et K apportés étaient sous forme de nitrate d'ammonium, superphosphate triple (0-46-0) et muriate de potassium (0-0-60), respectivement.

Les composts ont été appliqués à l'aide d'un épandeur à fumier conventionnel, et les résidus ont été incorporés par labour à l'automne ou avec la herse à disques au printemps. Les engrais minéraux ont été épandus à la volée et

enfouis à la herse à disques en même temps que les composts.

Méthodologie analytique

En prévision des analyses chimiques, les composts ont été séchés à 60 °C pendant 48 heures, tamisés à 2 mm et broyés à 0,5 mm. Le pH a été mesuré dans un mélange 1:1 eau: matériel organique. Les teneurs en cendres et en matière organique ont été mesurées par calcination à 550 °C durant 16 heures, et le contenu en matière sèche après séchage à 105 °C à l'étuve. Les quantités d'azote minéral (N-NH_4^+ et N-NO_3^-) ont été extraites avec une solution de 2 N KCl (Bremmer and Mulvaney 1982) et dosées en colorimétrie sur Technicon. Les teneurs en N, P, K, Mg et Ca des composts ont été déterminées après une digestion acide dans une solution de H_2SO_4 et H_2SeO_3 avec ajout de H_2O_2 pendant une heure à 400 °C (Isaac and Johnson 1980). Les contenus en N dans les extraits ont été mesurés en colorimétrie sur Technicon, tandis que ceux en P, K, et Mg ont été dosés par spectrométrie d'émission dans le plasma à induction couplée.

Après quatre années d'essai, des échantillons de sol ont été prélevés à la profondeur 0-20 cm pour déterminer les activités biologiques, et dans celles de 0-20 et 20-40 cm pour mesurer la masse volumique apparente et la teneur en matière organique. Le contenu du sol en carbone organique a été déterminé par la méthode d'oxydation par voie humide (Allison et al. 1965). La méthode des cylindres a été utilisée pour la détermination de la masse volumique apparente du sol (McKeague 1978), tandis que la capacité de rétention en eau et la porosité totale ont été mesurées à l'aide de la marmite à membranes à pression (Topp et al. 1993).

L'activité de la phosphatase a été évaluée selon la méthode d'hydrolyse d'une solution de ρ -nitrophénylphosphate tamponnée au pH 6,5 pour la phosphatase acide et au pH 11 pour la phosphatase alcaline (Tabatabai 1982). L'analyse de l'uréase a été déterminée par incubation des sols en présence d'une solution d'urée à une température de 37 °C pendant 2 heures (Tabatabai 1982) et le dosage

de NH_4^+ a été effectué en colorimétrie sur Technicon. Les teneurs en C de la biomasse microbienne ont été déterminées par la fumigation des échantillons de sol au chloroforme, suivie d'une extraction avec une solution de 0,5M K_2SO_4 (Vance et al. 1987).

La respiration microbienne et le pouvoir de minéralisation ont été déterminés à partir d'une incubation de 20 jours de 150 g de sol frais dans un contenant hermétique de 500 ml à une température de 25 °C. Une fiole contenant 10 ml 1 M NaOH a été déposée afin de capter la quantité de CO_2 dégagée par les microorganismes. La quantité de CO_2 dégagée a été déterminée par titration de l'excès de NaOH après précipitation des carbonates formés par une solution de BaCl_2 3 N (Anderson 1982). Pour déterminer la quantité d'azote minéralisé, une extraction a été effectuée sur les sols incubés et non incubés avec une solution de KCl 2 M. L'azote minéral ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$) a été

dosé sur Technicon, la différence de l'azote minéral entre les sols de départ et les sols incubés constituant l'azote minéralisé.

Résultats

Caractéristiques des composts

Les caractéristiques physico-chimiques des composts utilisés sont présentées aux tableaux 1 et 2. Les pourcentages en matière sèche des matériaux étaient relativement stables au cours des années, variant de 62 à 65 %. Les composts avaient des teneurs élevées mais variables en matière organique, reflétant la variabilité de la composition des ordures ménagères. La teneur en azote était relativement constante et se situait autour de 1,3 %, avec des rapports C/N légèrement élevés, entre 27 et 37. De façon générale, les composts n'étaient pas riches en N et

Tableau 1. Caractéristiques physiques et chimiques des composts de résidus ménagers.

Propriétés	Automne 1998	Printemps 1999	Automne 1999	Printemps 2000	Moyenne
Matière sèche (%)	62	65	63	62	63
pH	7,7	8,0	7,8	7,5	7,8
M.O. (%)	87,2	76,1	66,9	73,6	75,9
Carbone (%)	43,6	38,0	33,4	36,8	37,9
N total (%)	1,76	1,19	1,27	1,14	1,34
Rapport C/N	25	32	26	32	28
N-NH₄ (mg/kg)	372,1	15,3	169,3	n.d.	185
N-NO₃ (mg/kg)	2,9	2,2	2,0	n.d.	2,4
P Mehlich3 (mg/kg)	n.d.*	219	488	139	282
K Mehlich 3 (mg/kg)	n.d.	3 389	4 659	6 185	4 744

* n.d. non déterminé

Tableau 2. Teneurs en éléments totaux des composts de résidus ménagers.

Éléments totaux (mg/kg)	Automne 1998	Printemps 1999	Automne 1999	Printemps 2000	Moyenne
P	2 129	1 980	2 680	3 014	2 451
K	5 616	6 492	5 918	7 116	6 286
Ca	23 963	31 102	27 511	80 351	40 732
Mg	2 619	2 430	2 586	2 542	2 544
B	41	46	n.d.*	50	46
Cu	256	108	195	201	190
Fe	11 962	5 343	10 198	6 880	8 596
Mn	243	334	236	469	321
Na	4 110	5 495	4 349	5 417	4 843
Zn	634	325	687	575	555

* n.d. non déterminé

en P, mais présentaient de bonnes teneurs en éléments basiques (K, Ca et Mg), ainsi qu'en éléments mineurs, notamment le Cu, Fe, Mn, et Zn. Les pH des composts étaient faiblement alcalins.

À raison de 20 t/ha de composts humides et avec une teneur en matière sèche de 62 %, les quantités en N, P et K apportées au sol étaient en moyenne de 169 kg N/ha, 71 kg P₂O₅/ha et 95 kg K₂O/ha. Cependant, ces quantités d'éléments nutritifs ne se retrouvent pas entièrement sous forme assimilable ou disponible aux cultures et c'est pourquoi elles ne peuvent se substituer qu'en partie aux engrais minéraux.

Au niveau agronomique et environnemental, ces composts de résidus ménagers sont considérés comme étant une matière résiduelle fertilisante, en raison de leur niveau élevé de matière organique et de leurs teneurs intéressantes en éléments majeurs et mineurs. Selon les normes du BNQ, ces composts se classeraient généralement dans la catégorie A, ce qui leur permet d'être valorisés en agriculture. Par contre, certains lots se classant dans la catégorie B, notamment à cause de leur teneur en Pb qui dépasse la norme, sont destinés à d'autres usages moins restrictifs que l'agriculture (horticulture ornementale, revégétalisation de sablières).

de 40 t/ha de composts complémenté avec 120 kg N/ha, rendements similaires à ceux obtenus avec la fertilisation minérale complète (180 kg N/ha + PK).

Les résultats indiquent que les composts apportés seuls n'ont pas permis d'obtenir des rendements élevés en maïs-grain, probablement à cause de la faible disponibilité de leurs éléments nutritifs, particulièrement l'azote. En effet, l'azote du compost de résidus ménagers était principalement sous forme organique (tableau 1) et sa minéralisation en période de végétation n'a probablement pas été suffisante pour combler les besoins en N du maïs-grain.

Pour la culture du maïs en 1998, les coefficients d'utilisation de l'azote calculés étaient de 7 % pour le compost, et de 33 % pour l'engrais minéral azoté (180 kg N/ha), ce qui représente un coefficient d'efficacité (d'équivalence avec l'engrais minéral N) de 21 %.

Lors de la deuxième année consécutive d'application (1999), les effets des apports de composts ont été plus importants. Comparativement au témoin sans engrais minéraux ni composts, les apports de composts seuls à raison de 20, 40 et 60 t/ha se sont traduits par des augmentations de 1 à 3 t/ha en grains; celles-ci étant proportionnelles aux doses apportées. Comme en 1998, les rendements les plus élevés en maïs ont toutefois été obtenus lorsque les apports de composts étaient complétés par des ajouts d'engrais azotés, avec des gains atteignant 6 t/ha en comparaison avec le témoin.

Arrières-effets des composts sur le blé et l'orge

Les arrières-effets des apports de composts sur les cultures de blé et d'orge ont été évalués en 2000 et 2001. De façon générale, les rendements en céréales ont été particulièrement élevés, variant de 2 479 à 4 670 kg/ha pour le blé et de 2 333 à 4 841 kg/ha pour l'orge, selon les traitements (tableau 4). Les apports antérieurs de composts seuls, à raison de 20 à 60 t/ha, ont accru en moyenne de

Tableau 3. Effets des apports de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur les rendements en maïs-grain (kg/ha).

Traitements	Maïs 1998	Maïs 1999
Témoin	10292	6 194
60 kg N/ha	11432	9 795
120 kg N/ha	12360	11 179
180 kg N/ha	12 735	12 054
20 t/ha automne	9 957	7 731
40 t/ha automne	11 449	9 537
60 t/ha automne	9 383	9 158
20 t/ha printemps	7 314	7 339
40 t/ha printemps	10 355	8 278
60 t/ha printemps	9 598	8 770
20t/ha automne + 180 kg N/ha	11 818	11 888
40t/ha automne + 120 kg N/ha	12 738	12 099
60 t/ha automne + 60 kg N/ha	11 822	11 387
PPDS*	3 957	1 703

* PPDS : plus petite différence significative à P ≤ 0,05

Tableau 4. Arrières-effets des apports de composts de résidus ménagers sur les rendements en céréales (kg/ha).

Traitements	Blé 2000	Orge 2001
Témoin	2 479	2 333
30 kg N/ha	3 406	3 322
60 kg N/ha	4 048	4 331
90 kg N/ha	4 300	4 754
20 t/ha automne	3 196	2 715
40 t/ha automne	3 351	3 576
60 t/ha automne	3 264	3 508
20 t/ha printemps	2 819	3 170
40 t/ha printemps	3 120	3 186
60 t/ha printemps	3 450	3 701
20t/ha automne + 90 kg N/ha	4 569	4 708
40t/ha automne + 60 kg N/ha	4 670	4 841
60 t/ha automne + 30 kg N/ha	4 369	4 130
PPDS*	568	528

* PPDS : plus petite différence significative à P ≤ 0,05

Effets des composts sur les rendements en maïs

Les observations effectuées sur les plants de maïs lors de la première saison de végétation ont indiqué des carences en N lorsque les composts de résidus ménagers avaient été apportés au printemps, particulièrement à la dose la plus élevée (60 t/ha), ce qui suggère un manque de maturité des composts utilisés. Par contre, les symptômes de carence en N n'ont pas été observés suite aux applications automnales, probablement en raison d'une décomposition plus avancée du matériel, celle-ci s'étant poursuivie tard à l'automne et ayant probablement repris au printemps avant le semis de la culture. Dans les traitements combinant composts et engrais minéraux, la croissance était comparable à celle observée avec la fertilisation minérale complète (NPK).

Les rendements en maïs-grain obtenus en 1998 étaient particulièrement élevés en raison des conditions climatiques favorables dans la région de Saint-Hyacinthe pendant cette année (tableau 3). Les rendements moyens en grains atteignaient 10 866 kg/ha sur base sèche (12 496 à 15 % humidité). Les apports de composts seuls à l'automne ou au printemps ont occasionné de légères baisses de rendement comparativement au témoin. Toutefois, des augmentations significatives de plus 1 t/ha ont été mesurées lorsque les composts étaient combinés à des engrais azotés. Les rendements les plus élevés ont été obtenus suite à l'apport

720 et 975 kg/ha respectivement les rendements de ces deux cultures, en comparaison avec le témoin sans compost ni engrais minéral, ce qui démontre des arrières-effets importants des composts. Toutefois, les augmentations des rendements ne sont pas proportionnelles aux doses de composts apportées. De tels résultats tendent à indiquer que ces augmentations des rendements seraient attribuables à l'amélioration des propriétés du sol, plutôt qu'à la mise en disponibilité des éléments nutritifs résiduels.

Les rendements les plus élevés en blé et en orge ont été obtenus suite aux applications de composts complémentées avec l'engrais azoté. Les niveaux de rendement obtenus étaient comparables à ceux obtenus à partir des traitements avec une fertilisation minérale complète, ce qui permet de conclure qu'on peut réduire la dose d'engrais azoté d'environ 30 kg N/ha, suite aux applications répétées de 20 à 40 t/ha de composts, sans baisser les rendements de ces cultures.

Afin de mettre en perspective les apports résiduels en N des composts, nous avons comparé les rendements obtenus avec les composts seuls à ceux des engrais minéraux de la courbe de réponse (e.g. 30 à 90 kg N/ha). En choisissant les traitements qui présentent des valeurs comparables,

nous avons observé que le compost d'ordures ménagères a apporté 30 kg N/ha par unité disponible de 20 t de composts.

Actions des composts sur les propriétés du sol

Activité biologique

L'activité biologique globale du sol a été déterminée par la mesure des taux de respiration microbienne (mg CO₂/kg sol). Ce paramètre reflète la quantité de microorganismes présents dans le sol. De façon générale, un effet significatif des apports de composts a été observé sur les taux de respiration microbienne en comparaison avec celui du traitement témoin ou de l'engrais minéral seul (tableau 5). Deux apports de composts, seuls ou complémentés d'engrais minéraux, ont significativement accru les taux de respiration microbienne par rapport au témoin, ce qui indique que ces applications ont fortement stimulé la croissance et l'activité des microorganismes du sol. De plus, les taux de respiration microbienne étaient directement proportionnels aux doses de composts apportées au sol.

Par ailleurs, la respiration microbienne a été plus élevée avec les applications printanières de composts. Ceci s'explique par le fait que ces composts contenaient

encore une grande quantité de carbone facilement minéralisable, ce qui a stimulé les microorganismes du sol. Les quantités d'azote minéralisé à partir des incubations de sol menées en laboratoire ont été variables (tableau 5). Cependant, les quantités de nitrate ont été significativement accrues par l'apport d'engrais minéral azoté, étant donné que l'azote stimule également les activités des microorganismes du sol. Les effets des composts sur ce paramètre ont néanmoins été plus faibles, probablement à cause des processus concomitants de minéralisation et d'immobilisation dans les sols ayant reçu des matières organiques aux rapports C/N > 30 (tableau 1), ce qui s'est probablement traduit par de faibles teneurs en nitrate dans le sol.

Le carbone de la biomasse microbienne représente la totalité des microorganismes du sol. Ainsi, plus les quantités de carbone sont élevées, plus la biomasse et l'activité microbiennes sont abondantes. Les apports de composts ont plus que doublé les teneurs en carbone de la biomasse en comparaison avec celle du témoin et celle du sol ayant reçu les engrais minéraux (tableau 4). Par ailleurs, les teneurs en carbone de la biomasse ont augmenté proportionnellement avec les doses de composts. Grâce à l'ajout de carbone au sol, deux applications de

Tableau 5. Effets d'apports de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur quelques propriétés biologiques du sol.

Traitements	Respiration microbienne (mg CO ₂ /kg sol)	C-biomasse (mg C/kg sol)	Minéralisation (mg N-NO ₃ /kg sol)	Phosphatase acide (μg P.N.P./g sol)	Phosphatase alcaline (μg P.N.P./g sol)	Uréease (μgN-NH ₄ /g sol)
Témoin	197,97	298,13	9,85	224,6	165,0	19,43
180 kg N/ha	200,47	369,95	25,32	231,1	179,7	22,92
20 t/ha aut.	457,45	682,72	11,19	219,8	177,5	21,99
40 t/ha aut.	389,41	714,76	15,51	244,4	204,8	29,97
60 t/ha aut.	652,50	885,98	13,19	240,4	229,2	35,92
20 t/ha print.	504,37	760,21	13,05	220,6	188,6	28,31
40 t/ha print.	652,59	861,39	14,49	236,3	244,1	37,02
60 t/ha print.	1101,42	1110,93	6,37	228,5	253,7	38,31
20 t/ha aut. + 180 N*	607,58	424,98	13,54	239,2	185,6	26,48
40 t/ha aut. + 120 N	447,77	632,69	20,53	263,1	201,5	31,96
60 t/ha aut. + 60 N	690,36	703,46	17,33	250,1	222,1	35,93
PPDS ≤ 0,05	406,04	323,37	8,62	26,52	67,71	9,66

* kg N/ha

aut. : automne, print. : printemps

composts à l'automne ou au printemps ont permis d'augmenter significativement la microflore du sol ainsi que les activités qui leur sont associées (respiration microbienne) par rapport aux engrais minéraux seuls.

Les apports de composts ont eu un faible effet sur la phosphatase acide, mais ont accru de façon significative les activités de la phosphatase alcaline et de l'uréase (tableau 5). La phosphatase alcaline est une enzyme principalement intracellulaire retrouvée au niveau des cellules microbiennes. Quant à l'uréase, c'est une enzyme impliquée dans les réactions se produisant lors du processus de minérali-

sation de l'azote. L'augmentation de l'activité de ces enzymes a été proportionnelle avec les doses de composts apportées. Ces résultats confirment l'existence d'un lien direct entre l'apport de composts et la stimulation de l'activité des microorganismes.

Propriétés physiques du sol et matière organique

Les résultats obtenus indiquent que deux apports de composts ont légèrement diminué la masse volumique apparente et augmenté la porosité totale et la rétention en eau des sols (tableau 6). Bien que ces améliorations soient plus importantes pour les doses de 40 et 60 t/ha, les

résultats suggèrent que deux applications de composts n'ont pas été suffisantes pour influencer significativement ces propriétés du sol étudié.

Les apports de composts ont légèrement augmenté les teneurs en matière organique du sol, particulièrement lorsqu'ils étaient appliqués à 60 t/ha (tableau 6). Ces augmentations ont surtout été observables dans la couche superficielle (0-20 cm) du sol.

Évaluation économique

L'impact des applications de composts et des engrais minéraux sur les revenus bruts a été calculé en tenant compte du prix des engrais minéraux, des frais d'épandage des composts et du prix du marché pour le maïs-grain. Les prix présentés ont été extraits des références économiques pour l'année 1999 (GÉAGRI, 1999).

Les résultats des calculs (tableaux 7 à 9) montrent que les apports de composts combinés aux engrais minéraux pour la culture de maïs-grain ont offert des revenus bruts intéressants, bien que l'apport d'engrais minéral seul présente les revenus les plus élevés. Plus particulièrement, l'apport de composts à l'automne constitue une alternative à considérer compte tenu d'une augmentation plus élevée des revenus bruts. Toutefois, les résultats montrent aussi que la dose la plus élevée de composts (60 t/ha) et les applications printanières ont réduit les niveaux des rendements en maïs et les revenus bruts à cause de l'immobilisation de l'azote, ce qui a conduit à des revenus nets négatifs.

De façon générale, les revenus nets ont augmenté lorsque les apports de composts étaient supplémentés d'engrais minéraux. Il est à noter que, selon la littérature, les bénéfices économiques associés à l'application d'amendements organiques en agriculture augmentent proportionnellement avec les années d'application. En effet, les revenus bruts et nets semblent augmenter légèrement pour la culture du maïs en 1999 suite aux apports de composts, alors qu'ils étaient négatifs en 1998 (données

Tableau 6. Effets d'apports de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur les teneurs en matière organique et les propriétés physiques du sol.

Traitements	% M.O. (0-20 cm)	% M.O. (20-40 cm)	Masse vol. app. (g/cm ³)	Porosité totale (%)	Teneur en eau (%)
Témoin	1,82	1,12	1,49	41,86	15,67
90 kg/ha N	1,95	1,02	1,50	42,30	16,19
20 t/ha automne	1,79	1,16	1,46	41,85	18,35
40 t/ha automne	2,03	1,44	1,49	44,92	15,53
60 t/ha automne	2,33	1,20	1,37	46,12	17,50
20 t/ha printemps	1,97	1,01	1,42	45,75	16,76
40 t/ha printemps	2,06	1,30	1,38	45,27	18,55
60 t/ha printemps	2,20	1,22	1,37	45,91	21,84
20 t/ha automne + 90 N*	1,84	1,28	1,44	45,27	17,09
40 t/ha automne + 60 N	1,93	1,28	1,48	43,24	17,93
60 t/ha automne + 30 N	2,11	1,39	1,44	44,10	17,62
PPDS ≤ 0,05	0,13	0,29	0,08	4,04	4,55

* kg N/ha

Tableau 7. Revenus bruts obtenus suite à l'application de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur la culture de maïs-grain (1999).

Traitements	Prix intrants (\$/ha)	Rendements 15 % hum (kg/ha)	Prix du marché (\$/kg)	Prix récolte (\$/ha)	Revenus bruts (\$/ha)	Revenus nets (\$/ha)
Témoin (P ₂ O ₅ et K ₂ O)	75	7 123	0,17	1 196,74	1 121,74	-
NPK (180 kg N/ha)	291	13 862	0,17	2 328,95	2 037,95	916,00
N = 180 kg/ha	216					
P ₂ O ₅ = 40 kg/ha	45					
K ₂ O = 120 kg/ha	30					
20 t/ha automne	295	8 890	0,17	1 493,61	1 198,61	77,00
40 t/ha automne	515	10 968	0,17	1 842,73	1 327,73	206,00
60 t/ha automne	735	10 532	0,17	1 769,48	1 034,48	-88,00
20 t/ha printemps	295	8 440	0,17	1 418,00	1 123,00	1,00
40 t/ha printemps	515	9 519	0,17	1 599,29	1 084,29	-38,00
60 t/ha printemps	735	8 863	0,17	1 489,07	754,07	-218,00
20 t/ha aut. + 180 N	586	13 671	0,17	2 296,86	1 710,86	589,00
40 t/ha aut. + 120 N	734	13 913	0,17	2 337,52	1 303,52	182,00
60 t/ha aut. + 60 N	882	13 095	0,17	2 200,09	1 318,09	196,00

non présentées). De plus, des bénéfices importants ont été mesurés pour les cultures de blé et d'orge dans les années 2000 et 2001 pendant lesquelles nous avons évalué les arrières-effets des composts (tableaux 8 et 9). Au cours de ces deux années, les composts ont présenté des revenus intéressants, ce qui indique que ces produits peuvent présenter des bénéfices économiques à moyen terme, à cause de l'amélioration graduelle de la fertilité et de la qualité des sols (tableaux 5 et 6).

Discussion

Des apports périodiques d'amendements organiques sont nécessaires pour maintenir un niveau optimal de matière organique des sols cultivés, assurant ainsi la productivité des fermes agricoles. La teneur en matière organique (M.O.) du sol, bien que ne représentant qu'un faible pourcentage sur une base pondérale, influence plusieurs propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols, qui sont à la base de leur qualité globale.

Dans la présente étude, les apports de composts ont légèrement augmenté les niveaux de matière organique dans la partie supérieure (0-20 cm) de la couche arable, en comparaison avec ceux du témoin ou du sol fertilisé, sans apport d'amendement organique. Cependant, cette augmentation de la matière organique était significative seulement pour la dose la plus élevée de composts (60 t/ha). De tels résultats peuvent s'expliquer par la courte durée du projet et par les apports relativement faibles de composts. En effet, dans le cadre de cette étude de quatre années, seulement deux apports ont été effectués. Comme la teneur en matière sèche des composts variait entre 62 à 65 % (tableau 1), l'apport de 60 t/ha de composts humides représentait en réalité 39 t/ha de matière sèche. Ces composts contenaient entre 67 et 87 % de matière organique, ce qui signifie qu'un apport de 60 t/ha humide représentait entre 26 et 34 t/ha de matière organique. Les apports de 20 t/ha de composts ne permettaient en fait qu'une addition de 8,7 à 11,3 t/ha de M.O. dans

le sol, alors que la dose de 40 t/ha apportait entre 17,4 et 22,8 t/ha de M.O.

En tenant compte d'un coefficient de minéralisation de 0,12 pour ce type de sol, contenant en moyenne 2,2 % de matière organique et une masse volumique apparente de 1 550 kg/m³, la matière

organique minéralisée annuellement s'élèverait à 7 365 kg/ha sur 20 cm et 8 838 kg/ha sur 24 cm. Deux apports de 20 à 40 t de composts jumelés à des résidus de culture laissés au sol après la récolte ont probablement permis de compenser les pertes associées à la minéralisation de l'humus stable. En

Tableau 8. Revenus bruts obtenus suite à l'application de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur la culture de blé (2000 effet résiduel).

Traitements	Prix intrants (\$/ha)	Rendements 15 % hum (kg/ha)	Prix du marché (\$/kg)	Prix récolte (\$/ha)	Revenus bruts (\$/ha)	Revenus nets (\$/ha)
Témoin (P ₂ O ₅ et K ₂ O)	45	2 851	0,16	458,44	413,44	--
NPK (90 kg N/ha)	153	4 945	0,16	795,16	642,16	229,00
N = 90 kg/ha	108					
P ₂ O ₅ = 30 kg/ha	27					
K ₂ O = 30 kg/ha	18					
20 t/ha automne	45	3 675	0,16	590,94	545,94	133,00
40 t/ha automne	45	3 854	0,16	619,72	574,72	162,00
60 t/ha automne	45	3 754	0,16	603,64	558,64	146,00
20 t/ha printemps	45	3 242	0,16	521,31	476,31	63,00
40 t/ha printemps	45	3 470	0,16	557,98	512,98	100,00
60 t/ha printemps	45	3 962	0,16	637,09	592,09	179,00
20 t/ha aut. + 90 N	153	5 254	0,16	844,84	687,84	275,00
40 t/ha aut. + 60 N	117	5 371	0,16	863,66	746,66	334,00
60 t/ha aut. + 30 N	81	5 024	0,16	807,86	726,86	314,00

Tableau 9. Revenus bruts obtenus suite à l'application de composts de résidus ménagers et d'engrais minéraux sur la culture d'orge (2001 effet résiduel).

Traitements	Prix intrants (\$/ha)	Rendements 15 % hum (kg/ha)	Prix du marché (\$/kg)	Prix récolte (\$/ha)	Revenus bruts (\$/ha)	Revenus nets (\$/ha)
Témoin (P ₂ O ₅ et K ₂ O)	45	2 683	0,17	454,77	409,77	--
NPK 90 kg N/ha	153	5 467	0,17	926,67	773,67	364,00
N = 90 kg/ha	108					
P ₂ O ₅ = 30 kg/ha	27					
K ₂ O = 30 kg/ha	18					
20 t/ha automne	45	3 122	0,17	529,18	484,18	74,00
40 t/ha automne	45	4 112	0,17	696,98	651,98	242,00
60 t/ha automne	45	4 034	0,17	683,76	638,76	229,00
20 t/ha printemps	45	3 646	0,17	618,00	573,00	163,00
40 t/ha printemps	45	3 664	0,17	621,05	576,05	166,00
60 t/ha printemps	45	4 256	0,17	721,39	676,39	266,00
20 t/ha aut. + 90 N	153	5 414	0,17	917,67	764,67	355,00
40 t/ha aut. + 60 N	117	5 567	0,17	943,61	826,61	417,00
60 t/ha aut. + 30 N	81	4 750	0,17	805,13	724,13	314,00

effet, les accroissements en matière organique dans l'horizon 0-20 cm ont atteint en moyenne 15 % suite à deux applications de composts seuls ou combinés à l'engrais minéral.

Les apports de composts peuvent également améliorer la structure des sols. Une étude récente (Watt 2001) a comparé les effets d'un apport de trois boues mixtes de papetières, d'une boue de station d'épuration et d'un compost d'ordures ménagères (en provenance du Groupe Conporec inc.) sur certaines propriétés du sol de la série Le Bras. L'ajout au sol de composts d'ordures ménagères s'est avéré supérieur aux boues mixtes de papetières et à la boue de station d'épuration au niveau des proportions d'agrégats > 5 mm. Cet amendement a également augmenté de façon significative les proportions d'agrégats stables à l'eau (DMP), un indice de la qualité structurale des sols, par rapport aux boues mixtes de papetières et à la boue de station d'épuration municipale. Cet effet positif serait attribuable à l'action des substances humiques du compost sur l'agrégation et la stabilité des agrégats.

De faibles apports (20 t hum./ha/an) de fumiers solides de bovins pendant 18 ans ont contribué à augmenter de façon marquée la teneur en matière organique du sol ainsi que la quantité d'agrégats stables, comparativement à la fertilisation minérale seule (Aoyama et al. 1999; N'Dayegamiye et al. 1997; Estevez et al. 1996). On pourrait ainsi penser que les composts d'ordures ménagères, appliqués sur une base périodique à des doses variant entre 20 et 40 t/ha sur base humide, pourraient avoir un effet comparable sur la structure des sols. Cependant, le sol étudié était un sable loameux qui ne favorisait pas la structuration, comparativement aux sols limoneux ou argileux. Pour cette raison, nous n'avons pas mesuré la stabilité des agrégats dans ce type de sol.

D'autres propriétés physiques importantes du sol (masse volumique apparente, porosité, rétention en eau) sont aussi intimement associées au contenu en matière organique du sol et donc aux divers

apports d'amendements organiques. Ces propriétés auront un effet important au niveau de la qualité globale du sol et de leur aptitude à produire. N'Dayegamiye et Angers (1990) ont montré que des apports prolongés de fumiers solides de bovins (0 à 100 t/ha) pendant dix ans se traduisaient par une relation inverse avec la masse volumique apparente; cette dernière passait de 1,29 g/cm³ pour le témoin à 1,17 g/cm³ avec des apports de 100 t/ha/an de fumier. Ces auteurs indiquent également des effets significatifs des fumiers sur la teneur en eau du sol.

Dans la présente étude avec les composts, on n'observe pas encore de différences significatives au niveau de la masse volumique apparente, mais les effets au niveau de la teneur en eau ont été significatifs après deux applications de composts. Dans des sols sablonneux, des apports ponctuels de composts de résidus ménagers ont rapidement augmenté les niveaux de M.O., la CEC, la rétention en eau, la capacité au champ et la porosité totale (Weber et al. 2005). Cependant, ces effets bénéfiques sur les paramètres physiques ont été de courte durée, ce qui suppose que des applications répétées auraient été nécessaires.

En augmentant les teneurs en M.O. et en améliorant les propriétés physiques des sols, les composts peuvent stimuler la croissance et l'activité de la microflore du sol. Les organismes du sol utilisent le carbone comme source d'énergie et les apports d'amendements organiques se traduisent par une croissance importante des populations microbiennes, selon la nature des sources carbonées apportées (N'Dayegamiye 2000). Cette population microbienne est souvent estimée de façon indirecte à partir de divers paramètres qui sont les reflets de son activité dont la mesure de sa respiration, de la minéralisation de l'azote ou encore par la production d'enzymes qui lui sont spécifiques comme l'uréase et la phosphatase alcaline.

Dans cette étude, les apports de composts ont significativement augmenté le taux de respiration microbienne (CO₂) et les teneurs en C de la biomasse microbienne. Des effets positifs au niveau de l'activité

de l'uréase et de la phosphatase alcaline suite aux apports de composts ont également été mesurés. Ces résultats sont comparables aux observations de Baziramakenga et al. (2001) et Chantigny et al. (2000) suite à des applications de boues de désencrage. Dans une étude de six ans, Crecchio et al. (2004) ont observé que les apports de composts de résidus ménagers avaient augmenté les niveaux de M.O. et d'azote total du sol. Comme dans notre étude, ces apports ont aussi accru les activités enzymatiques de l'uréase et de la phosphatase. Selon ces auteurs, les apports de ces composts n'ont cependant pas modifié les communautés microbiennes du sol.

Les résultats obtenus ont démontré que les composts de résidus ménagers se comportent comme la plupart des autres amendements organiques, incluant le fumier solide de bovins et les boues mixtes de papetières (N'Dayegamiye et Angers 1993; Estevez et al. 1996; N'Dayegamiye et al. 2004), en favorisant une augmentation de l'activité biologique et enzymatique proportionnelle aux doses apportées.

Les composts de résidus ménagers présentaient globalement de faibles teneurs en N et P, en comparaison avec les engrais minéraux ou les fumiers. Les coefficients d'utilisation de l'azote étaient seulement de 7 % (données non présentées), contre 25 % en moyenne pour les fumiers ou les boues mixtes (N'Dayegamiye et al. 2004). Cependant, deux apports de composts de résidus ménagers ont tout de même amélioré les conditions du sol favorisant ainsi la croissance et la nutrition des cultures. En effet, deux apports de ces composts, sans complément azoté, se sont traduits par un accroissement des rendements par rapport au témoin (sans compost ni fertilisants minéraux), qui étaient toutefois nettement moindres que ceux obtenus à partir d'une fertilisation minérale NPK. Le fait d'apporter des composts combinés à des doses réduites d'engrais azotés a permis de contrer l'immobilisation de l'azote attribuable au manque de maturité de ces composts, tout en assurant des augmentations substantielles des rendements.

Les données des rendements indiquent une amélioration progressive de la productivité du sol étudié (tableaux 3 et 4). Une étude effectuée en Italie a aussi démontré que les apports de composts de résidus ménagers avaient augmenté les rendements de la betterave à sucre et du blé (Crecchio et al. 2004). L'analyse économique effectuée dans la présente étude a indiqué une augmentation croissante des bénéfices bruts, suite aux apports de composts. Cette augmentation progressive des rendements est attribuable en grande partie à l'amélioration des propriétés du sol qui ont créé de meilleures conditions de croissance et de nutrition pour les cultures, tel que décrit par Cameron et al. (2004).

Cette étude a démontré que les composts de résidus ménagers peuvent être bénéfiques pour la fertilité des sols; ils peuvent donc être valorisés en agriculture s'ils satisfont aux normes actuelles du Bureau de normalisation du Québec (BNQ). Même si la valorisation des composts de résidus domestiques est en expansion aux États-Unis et en Europe (Cameron et al. 2004; Crecchio et al. 2004), pour leur valorisation, on doit d'abord tenir compte de leur contenu en matière organique et en éléments nutritifs qui influencent les conditions physiques et biologiques du sol, la croissance des plantes et les activités des microorganismes. Il faut ensuite considérer leurs teneurs en métaux lourds afin de respecter les normes environnementales en vigueur.

Conclusion

Cette étude a démontré que le compost de résidus ménagers utilisé dans ces essais a agi avant tout comme un amendement organique qui a rapidement amélioré certaines propriétés physiques et biologiques, ainsi que la teneur en matière organique du sol. Par conséquent, deux apports de ces composts ont créé de meilleures conditions de croissance et de nutrition pour les cultures. L'efficacité fertilisante azotée de ces composts semble cependant faible en comparaison à celle des fumiers, des engrais verts ou des boues mixtes de papetières et c'est pourquoi il

est nécessaire de combiner l'apport de ces matériaux avec des engrais minéraux azotés en doses réduites. L'apport de composts à raison de 40 t/ha complémenté avec 120 kg N/ha d'engrais minéral, a assuré de meilleurs rendements en maïs et s'est traduit par des arrières-effets (effets résiduels) importants sur les cultures de blé et d'orge. En raison de leur faible maturité en général, des doses supérieures à 60 t/ha sont à éviter dû aux risques potentiels d'immobilisation de l'azote et de phytotoxicité. Pour ces raisons, il serait préférable de les appliquer à l'automne plutôt qu'au printemps, ce qui permettrait d'amorcer une certaine décomposition.

Remerciements

Les auteurs remercient la compagnie Groupe Conporec inc., l'IRDA et le CORPAQ pour le financement de cette recherche. Des remerciements sont également adressés au personnel des fermes de recherche de Saint-Lambert de Lauzon et de Saint-Hyacinthe, ainsi que du laboratoire de l'IRDA pour leur soutien dans les différentes étapes de ce projet.

Références bibliographiques

Allison, L.E., Bollen, W.B. and Moodie, C.D. 1965. Total carbon. Pages 1346-1365 in C.A. Black et al., eds. *Methods of soil analysis*. Agronomy no. 9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, WI.

Anderson, J. 1982. Soil respiration. Pages 831-866 in A. L. Page, R. H. Miller and D.R. Keeney, eds. *Methods of soil analysis*. Agronomy no. 9. ASA, Madison, WI.

Aoyama, M., D.A. Angers and A. N'Dayegamiye. 1999. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. *Can. J. Soil Sci.* 79: 295- 302.

Baziramakenga, R., R.R. Simard and R. Lalonde. 2001. Effect of de-inking paper sludge compost application on soil chemical and biological properties. *Can. J. Soil Sci.* 81: 561-575.

Bremner, J.M. and Mulvaney, C.S. 1982. Total nitrogen. Pages 595-622 in A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, eds. *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Agronomy no 9. ASA and SSSA, Madison, WI.

Bresson, L.M., Koch, C., Le Bissonnais, Y., Barriuso, E. and Lecomte, V. 2001. Soil surface structure stabilization by municipal waste compost application. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1804-1811.

Cameron, E., How, N., Saggat, S. and Ross C. 2004. The cost-benefits of applying bio-solid composts for vegetable, fruit and maize/sweet corn. Landcare Research Science Series no. 27. Manaaki Whenua Press, Lincoln, Canterbury, NZ. 31 p.

Chantigny, M. H., D.A. Angers and C.J. Beauchamp. 2000. Active carbon pools and enzyme activities in soils amended with de-inking paper sludges. *Can. J. Soil Sci.* 80:99-105.

Convertini, G., De Giorgio, D., Ferri, D., La cava, P and Giglio, L. 1999. Sugar beet and durum wheat quality characteristics as affected by composted urban waste. Pages 241-244 in Anac., D., Martin- Prével (eds). *Improved Crop Quality by Nutrient Management*, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.

Crecchio, C., Curci, M., Pizzigallo, M.D.R., Ricciuti, P. and Ruggiero, P. 2004. Effects of municipal solid waste compost amendments on soil enzyme activities and bacterial genetic diversity. *Soil Biol. Biochem.* 36: 1595-1605.

Estevez, B., D. Côté, A. N'Dayegamiye, F. Pagé et D. Coderre. 1996. Effet à court terme de l'application de pailis sur les populations de vers de terre et l'activité biologique d'un sol en monoculture de maïs. *Agrosol* 9 (2): 27-32.

- GROUPE GÉAGRI inc. 1999. Rendements, prix moyens de fertilisants et amendements. Le Comité de références économiques en agriculture du Québec. 4 p.
- Guidi, G., Pera, A., Giovanetti, M., Poggio, G. and Bertoldi, M. 1988. Variations of soil structure and microbial population in a compost amended soil. *Plant Soil* 106: 113-119.
- Guisquiani, P.L., Pagliai, M., Gigliotti, G., Businelli, D. et Benetti, A. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24: 175-182.
- Isaac, R.A. et Johnson, W.C. 1980. Determination of total nitrogen on plant tissues using BD-40 digestion. *J. Assoc. Anal. Chem.* 50: 98-100.
- McKeague, J.A. (ed). 1978. Manual of soil sampling and method of analysis. 2nd ed. Canadian Society of Soil Science, Ottawa, ON. 250 p.
- MacLaren, R.G. and Cameron, K.C. 1996. Soil science : sustainable production and environmental protection. 2nd ed. Auckland, Oxford University Press, NZ. p. 83-277.
- N'Dayegamiye, A., Giroux, M. et Royer, R. 2004. Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papètières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol. *Agrosol* 15 (2): 97-106.
- N'Dayegamiye, A. 2000. Pistes pour le maintien de la biodiversité des microorganismes des sols suite à des apports de divers amendements organiques: étude de longue durée. Colloque sur la biologie des sols, CPVQ.
- N'Dayegamiye, A., M. Goulet et M.R. Laverdière. 1997. Effet à long terme d'apports d'engrais minéraux et de fumier sur les teneurs en C et N des fractions densimétriques et des agrégats du loam limoneux Neubois sous culture de maïs. *Can. J. Soil Sci.* 77: 351-358.
- N'Dayegamiye, A and D.A. Angers. 1993. Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy loam soil after 9 years of wood-residue applications. *Can. J. Soil Sci.* 73:115-122.
- N'Dayegamiye, A. et D.A. Angers. 1990. Effets de l'apport prolongé de fumier de bovins sur quelques propriétés physiques et biologiques d'un loam limoneux Neubois sous culture de maïs. *Can. J. Soil Sci.* 70:259-262.
- Smith, W.H. 1994. Using compost to recycle Florida's organics in agriculture. Pages 44-45 in *Proc. of the Composting Council, Fifth Annual Conf.* Nov. 16-18, 1994. Washington, DC.
- Tabatabai, M. A. 1982. Soil enzymes. Pages 903-947 in A.L. Page, R. H. Miller, et D.R. Keeney, eds. *Methods of soil analysis.* Agronomy No. 9. ASA, Madison, WI.
- Topp, G.C., Galganov, Y.T., Ball, B.C. and Carter, M.R. 1993. Soil water desorption curves. Pages 569-579 in M.R. Carter, ed. *Soil sampling and methods of analysis.* Canadian Society of Soil Science. CRC Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Watt, S. 2001. Étude comparative des effets de différents résidus organiques sur les propriétés physico-chimiques et biologiques reliées à la qualité des sols. Mémoire de maîtrise en sols et environnement, Université Laval, Sainte-Foy, QC. 81 p.
- Weber, J., Drozd, J., Licznar, M., Jamroz, E., Karczewska, A. and Liczar, S.E. 2005. Agricultural and ecological aspects of soil fertility improvement by application of composts produced from municipal solid wastes. *Geophysical Research Abstracts*, vol. 7, 01380.
- Yuksel, O. 2004. Effect of municipal waste compost on some chemical characteristics of clay soils. *J. Agron.* 3: 43-45.
- Vance, E. D., Brookes, C. and Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil organic microbial biomass carbon. *Soil Biol. Biochem.* 19 : 703-707.

Évaluation par bilan massique du procédé Sequencia de traitement du lisier

*J-P. Larouche ¹, Y. Martineau ², F. Pelletier ¹ et F. Lévillée ¹

Résumé, *J-P. Larouche ¹, Y. Martineau ², F. Pelletier ¹ et F. Lévillée ¹. **Évaluation par bilan massique du procédé Sequencia de traitement du lisier. *Agrosol.* 16 (2) : 145-154.**

Le procédé Sequencia utilisé pour le traitement du lisier de porcs, comprend trois étapes bien distinctes qui fonctionnent indépendamment les unes des autres. Les deux premières étapes, une séparation mécanique avec un séparateur de type presse à rouleaux et une séparation chimique dans un séparateur à air dissous avec ajout de polymères organiques, permettent la séparation des solides du lisier et fournissent la fraction liquide qui alimente les biofiltres du traitement biologique de la troisième étape du procédé. La détermination des débits ainsi que l'échantillonnage et l'analyse de plusieurs effluents du procédé ont permis d'établir le bilan massique complet du procédé et aussi de calculer les efficacités de séparation ou de réduction de la matière sèche et des principaux éléments fertilisants à chacune des étapes de la chaîne. Dans sa totalité, le procédé Sequencia incluant la séparation mécanique, la séparation chimique et le traitement biologique, permet de retirer en moyenne 79 % de la matière sèche, 94 % de l'azote, 96 % du phosphore et 18 % du potassium contenus dans le lisier brut. Durant le traitement, la majorité du phosphore est concentré dans les fractions solides tandis que l'azote est éliminé sous forme gazeuse. Plusieurs des autres paramètres analysés suivent des tendances de distribution semblables à celles du phosphore. Les concentrations d'éléments minéraux (calcium, magnésium, aluminium, bore, cuivre, fer, manganèse et zinc) et de bactéries (*E. coli*) sont maximales dans les fractions solides suite aux deux étapes de séparation et significativement plus faibles dans les effluents liquides.

Mots clés : lisier de porcs, traitement biologique, séparation, bilan massique.

Abstract, *J-P. Larouche ¹, Y. Martineau ², F. Pelletier ¹ and F. Lévillée ¹. **Mass balance evaluation of the Sequencia pig manure treatment system. *Agrosol.* 15 (2) : 145-154.**

The Sequencia pig manure treatment system was composed of three distinctive steps. The first two steps, a mechanical separation by a roller press separator followed by a chemical separation with dissolved air and polymers, were used to separate the solids from the manure. After separation, the liquid fraction was treated in a biological aerobic treatment. Flow rate measurements, manure sampling and analysis were used to realize a complete mass balance evaluation of the treatment system and to evaluate separation efficiency of dry matter and nutrients after the different steps. The complete treatment was efficient to remove 79 % of the dry matter, 94 % of the nitrogen, 96 % of the phosphorus and 18 % of the potassium from the raw manure. During treatment, phosphorus was concentrated in the solid fraction while nitrogen was removed in gaseous form. Mineral element (calcium, magnesium, aluminium, boron, copper, iron, manganese and zinc) and bacteria (*E. coli*) concentrations followed the same trend of the phosphorus; their concentrations were higher in the solid fraction after separation and significantly lower in the liquid fraction after biological treatment.

Key words: pig manure, biological treatment, separator, mass balance.

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

*Auteur pour la correspondance : téléphone : (418) 644-6820, télécopieur : (418) 644-6855, courriel : jean-p.larouche@irda.qc.ca

2. Aliments Breton inc., 251 avenue Boyer, Saint-Charles-de-Bellechasse (Québec), G0R 2T0, Canada.

Introduction

Au Québec, la presque totalité des lisiers produits par les porcs sont entreposés dans des fosses en béton avant d'être épandus dans les champs comme fertilisant. Le lisier est ainsi entreposé sous des conditions anaérobies ce qui entraîne la transformation du lisier et des émissions de gaz et d'odeurs potentiellement dommageables pour l'environnement. Tel que démontré par la Commission d'enquête du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE), les populations sont de plus en plus préoccupées par les impacts de la production porcine (BAPE 2003). Ainsi le développement et l'utilisation de nouveaux systèmes de production, plus particulièrement les technologies de traitement des lisiers, sont devenus essentiels pour permettre la cohabitation harmonieuse avec les autres utilisateurs du territoire et assurer le développement et l'avenir de la production porcine.

Différentes technologies sont présentement disponibles pour le traitement des lisiers. Ces technologies utilisent principalement la combinaison d'une séparation solide/liquide et une digestion aérobie ou anaérobie. Plusieurs systèmes de traitement basés sur l'aération du lisier sont répertoriés dans la littérature et ont permis d'en démontrer l'efficacité pour le traitement du lisier de porcs, principalement au niveau de la réduction de la demande chimique en oxygène et de la réduction de la concentration en azote dans le lisier (Béline et al. 2004; Westerman et Bicudo 2002).

Des études réalisées dans l'état de la Caroline-du-Nord (Westerman et al. 2000; Westerman et Arogo 2005) combinant l'aération du lisier et l'utilisation de biofiltres ont permis de prouver l'efficacité de ce genre de système pour le traitement du lisier de porcs. Westerman et al. (2000) ont étudié un système de traitement composé d'un séparateur mécanique de type presse à vis et de deux biofiltres installés en série suivis de deux bassins de sédimentation. Les résultats de l'étude ont montré que le système permettait de retirer environ

75 % de la demande chimique en oxygène (DCO), 94 % de l'azote ammoniacal et 61 % de l'azote total. Westerman et Arogo (2005) ont étudié un système de traitement combinant l'aération du lisier et l'utilisation d'un biofiltre. Les résultats de l'étude ont montré que le système permettait de retirer environ 70 % de la DCO, 95 % de l'azote ammoniacal et 93 % de l'azote total.

Le but du présent projet était de réaliser le bilan massique complet du procédé de traitement Sequencia. Les moyens utilisés ont été de mesurer les débits de traitement de chacune des étapes de la chaîne, d'échantillonner et d'analyser les principaux effluents du procédé et de déterminer les efficacités de séparation de la matière sèche et des principaux éléments fertilisants dans les fractions solides et liquides produites à chacune des étapes de la chaîne. Le texte qui suit est un condensé du rapport final du projet (Larouche et al. 2005) dans lequel sont regroupés l'ensemble des données recueillies, les résultats d'analyse ainsi que les calculs complets effectués pour dresser le bilan massique du procédé.

Matériel et méthodes

Description du système de traitement

Le procédé de traitement qui a été étudié dans le cadre de ce projet est installé sur une des fermes porcines d'Aliments Breton inc. à Saint-Gervais de Bellechasse et traite le lisier produit par 4210 porcs à l'engraissement. Tous les animaux sont logés dans des bâtiments qui sont sous une gestion tout plein/tout vide et ont été nourris avec des moulées en granules sèches selon une régie alimentaire en trois phases dont les principaux ingrédients incluent le maïs, le blé et le tourteau de soya.

Le procédé Sequencia comprend trois étapes bien distinctes qui fonctionnent indépendamment les unes des autres. Les deux premières étapes, une séparation mécanique et une séparation chimique, permettent la séparation des solides et des liquides du lisier et fournissent la fraction liquide qui alimente le traitement biologique de la troisième étape.

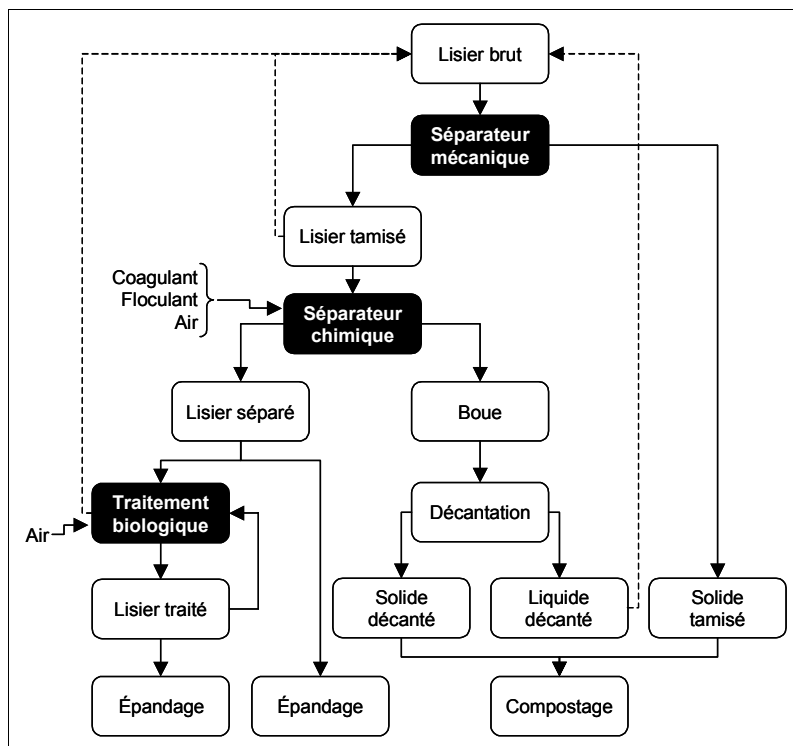


Figure 1. Schéma du procédé Sequencia.

Les étapes de séparation solide/liquide fonctionnent normalement durant les heures ouvrables de la semaine alors que le traitement biologique est un procédé en boucle continue (24/24) qui est alimenté de façon discontinue.

Tous les équipements de la chaîne de traitement sont installés à l'intérieur d'un même bâtiment. La figure 1 présente un diagramme d'écoulement schématisé de la chaîne de traitement complète.

Séparation mécanique

La première étape du procédé est une séparation mécanique réalisée avec un séparateur de type presse à rouleaux qui permet de retirer les particules grossières du lisier, qui sont principalement les pails et les résidus de moulée. La séparation est provoquée par le passage successif de rouleaux et de brosses sur un tamis formant la paroi inférieure de la presse. Le séparateur peut traiter environ 9 m³ de lisier brut à l'heure.

À la sortie du séparateur, la fraction liquide, qui est appelée lisier tamisé, est entreposée temporairement dans un puits. Une partie du lisier tamisé est dirigée vers la séparation chimique tandis que le surplus, non séparé chimiquement, est renvoyé dans la fosse de lisier brut. La fraction solide, qui est appelée le solide tamisé, est entreposée temporairement dans une structure d'entreposage couverte avant d'être exportée vers un centre de compostage.

Séparation chimique

La deuxième étape du procédé est une séparation chimique à l'aide d'un séparateur à air dissous dans lequel des polymères organiques sont ajoutés dans le but de favoriser l'agglomération des particules solides du lisier. L'injection d'air et d'additifs provoque des interactions chimiques avec les particules du lisier et entraîne la formation d'une boue qui flotte à la surface du séparateur et d'une fraction liquide qui est appelée lisier séparé. Ce modèle de séparateur peut traiter jusqu'à 10 m³ de lisier à l'heure.

Le lisier séparé est accumulé dans un réservoir destiné au traitement biologique alors que le surplus est entreposé dans une lagune extérieure pour être épandu au champ comme source d'azote faible en phosphore. La boue est écumée sur le dessus du séparateur puis déposée temporairement dans un réservoir pour décantation naturelle à travers une fine grille filtrante. La fraction liquide produite est appelée liquide décanté et est renvoyée dans la fosse de lisier brut tandis que la fraction solide, appelée solide décanté, est transportée vers un centre de compostage.

Le coagulant cationique (figure 2) utilisé pour regrouper les fines particules en suspension dans le lisier est une amine quaternaire polymérisée produite par le mélange de α -épichlorohydrine (1-chloro 2-3-époxy propane) avec des amines primaires ou secondaires, habituellement la diméthylamine (LPM Technologies 2001). La quantité utilisée dans le séparateur à air dissous est d'environ 160 g/m³ de lisier.

Le floculant cationique (figure 3), dont la fonction est de rassembler les particules coagulées pour former des floccs qui flottent à la surface du lisier, est principalement issu de la copolymérisation d'acrylamide (propénamide) avec un sel d'ammonium quaternaire formé par réaction entre le chlorure de méthyle et le diméthylamineéthylacrylate (DMAEA) pour former des acrylamides polymérisés (PAMs) (LPM Technologies 2001). La quantité utilisée dans le séparateur à air dissous est d'environ 70 g/m³ de lisier.

Traitement biologique

La troisième étape du procédé Sequencia, le traitement biologique, comprend plusieurs unités à travers lesquelles circule le lisier en cours de traitement (figure 4). Périodiquement, à une fréquence déterminée pour maintenir les conditions optimales, la première cuve de mélange est alimentée à parts égales par du lisier séparé et par un retour de l'effluent final de lisier traité. Par la suite, l'effluent de la cuve de mélange est dirigé vers un réacteur à culture fixe submergée. Le

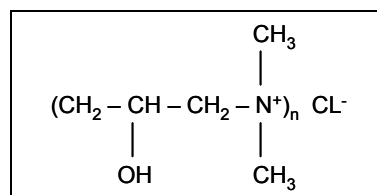


Figure 2. Coagulant cationique.

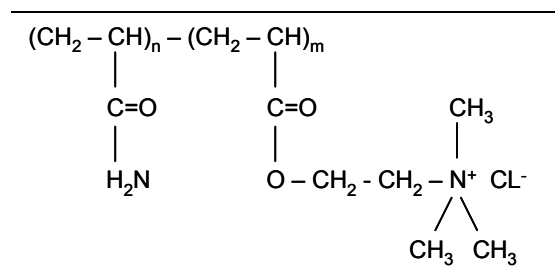


Figure 3. Floculant cationique.

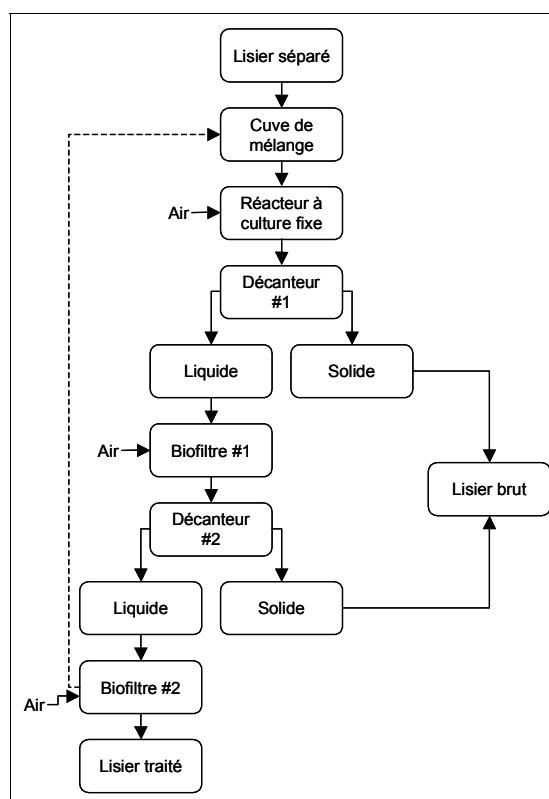


Figure 4. Schéma du traitement biologique du procédé Sequencia.

flux liquide est ensuite alimenté dans deux biofiltres installés en série. À la fin du traitement biologique, le liquide produit, qui est appelé le lisier traité, est entreposé dans une lagune extérieure pour être épandu au champ.

La première cuve de mélange est maintenue en condition anaérobie afin de réduire la teneur en nitrates (NO_3^-) de la fraction finale avec des microorganismes spécifiques qui effectuent la dénitrification en azote moléculaire (N_2). L'apport de lisier séparé, plus riche en matière organique, apporte une source de carbone facilement assimilable pour certains types de microorganismes compétiteurs qui autrement détruiraient les microorganismes de la dénitrification.

Dans le réacteur à culture fixe, le liquide submerge complètement une culture bactérienne spécifique développée et implantée sur un support alvéolaire à grande surface en matière plastique. Le milieu est fortement agité par un courant d'air comprimé pour d'une part, oxyder la matière organique avec comme conséquence d'abaisser la DCO et d'autre part, pour minéraliser l'azote organique comme celui de l'urée en ammoniac (NH_3) ou ion ammonium (NH_4^+), soit l'ammonification. Une section du réacteur permet la décantation éventuelle de résidus solides qui sont dirigés vers le réservoir de lisier brut.

Les deux biofiltres qui sont de conception identique, comprennent deux unités, soit une tour d'absorption et un bassin d'aération. La tour d'absorption est apparentée à une tour de lavage (scrubber) contenant un support sur lequel les flores bactériennes sont implantées. Le liquide à traiter est alimenté au sommet de la tour et descend sur le support bactérien pour être repris et dirigé dans le bassin d'aération en béton maintenu en agitation par des jets d'air comprimé. Après le bassin, l'effluent est retourné à plein débit, dans une boucle continue, au sommet de la tour d'absorption. Entre le premier et le second biofiltre, un réservoir tampon permet la décantation éventuelle de résidus solides qui sont dirigés vers le réservoir de lisier brut. Les biofiltres sont

utilisés pour poursuivre l'oxydation de la matière organique et pour permettre la nitrification biologique de l'azote ammoniacal (NH_4^+) en nitrites (NO_2^-), d'abord avec des bactéries du genre *Nitrosomonas*, puis en nitrates (NO_3^-) par des bactéries du genre *Nitrobacter* (Béline 2001).

Détermination des débits des effluents du procédé

Les débits de lisier et les débits des fractions solides et liquides produites par le procédé ont été mesurés en utilisant différentes méthodes selon la position de l'effluent dans la chaîne de traitement. Les débits de lisier tamisé évacué du séparateur mécanique, de lisier tamisé alimenté au séparateur à air dissous, de lisier séparé alimenté au traitement biologique et de lisier traité évacué du traitement biologique ont été mesurés avec des débitmètres magnétiques (COPA-XE Series 10DX4311, ABB Bailey Fischer & Porter, Canada) dont les lectures ont été archivées avec un système d'acquisition de données CR10X (Campbell Scientific, USA). Les débits des effluents aux sorties du séparateur à air dissous, soit le lisier séparé et la fraction boue, ainsi que le débit de solide de la séparation mécanique, ont été mesurés par pesée de la matière sur une balance électronique.

Les quantités de polymères organiques de coagulation et de floculation alimentées au séparateur à air dissous ont été délibérément négligées dans la détermination des débits parce qu'ils représentent de faibles quantités, inférieures au kilogramme, alors que les volumes traités par le séparateur sont de l'ordre du mètre cube.

Pour la fraction boue évacuée du séparateur à air dissous, un échantillon prélevé dans un bécier durant le remplissage du récipient était pesé et laissé au repos durant plus d'une heure pour décantation. Les pesées séparées du liquide soutiré du fond du bécier et du solide flottant sur le dessus ont permis de calculer la fraction massique de solide retrouvée dans la boue du séparateur à air dissous.

Échantillonnage des effluents liquides et solides

Les campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur une période de trois semaines à raison d'une journée par semaine au mois de juillet 2004. Durant cette période, la masse moyenne des porcs est passée de 42 à 54 kg. Lors des trois journées d'échantillonnage, quatre échantillons de lisier ont été prélevés à une heure d'intervalle. Au total neuf points d'échantillonnage ont été retenus tout au long de la chaîne de traitement. Pour les étapes des séparations mécanique et chimique, les sept points de prélèvement ont été le lisier brut à l'entrée du séparateur mécanique, le lisier et le solide tamisés à la sortie du séparateur mécanique, le lisier tamisé à l'entrée du séparateur à air dissous, le lisier séparé à la sortie du séparateur à air dissous ainsi que le solide et le liquide décantés de la fraction boue à la sortie du séparateur à air dissous. Pour l'étape du traitement biologique, les deux points d'échantillonnage ont été le lisier séparé et le lisier traité respectivement à l'entrée et à la sortie du traitement biologique.

Le tableau 1 présente les neuf points échantillonnés et les différentes analyses réalisées. Deux groupes distincts de paramètres ont été analysés dans les échantillons liquides et solides. Les paramètres agronomiques (densité, pH, matière sèche à 105, cendres à 500, P, K, Ca, Mg, Al, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Na, N_{total} , N-NH_4 , N-NO_3 , rapport C/N, chlorures et DCO) ont été analysés dans tous les échantillons prélevés. Les paramètres biologiques, qui comprennent le dénombrement des bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*) et la détermination de la présence ou de l'absence des salmonelles (*Salmonella*), ont été déterminés dans le lisier brut, le solide tamisé, le solide décanté de la boue, le liquide décanté de la boue, le lisier séparé et le lisier traité.

Afin de mieux documenter certaines facettes de l'impact environnemental du procédé de traitement, des paramètres supplémentaires ont été analysés dans le lisier brut et dans les fractions du procédé

Tableau 1. Registre des points échantillonnés et des analyses.

#	Point d'échantillonnage	Analyses agronomiques	Analyses biologiques	Éléments toxiques	Dioxines et furannes
1	Lisier brut	X	X	X	X
2	Lisier tamisé, sortie du séparateur mécanique	X			
3	Solide tamisé	X	X		
4	Lisier tamisé, entrée du séparateur chimique	X			
5	Lisier séparé, sortie du séparateur chimique	X		X	X
6	Solide décanté	X	X	X	X
7	Liquide décanté	X	X		
8	Lisier séparé, entrée du traitement biologique	X	X		
9	Lisier traité	X	X	X	X

Tableau 2. Débits moyens durant les essais.

Point d'échantillonnage	Débit mesuré
Solide tamisé évacué par le séparateur mécanique (kg/h)	80,2
Lisier tamisé produit par le séparateur mécanique (m ³ /h)	9,1
Lisier tamisé alimenté au séparateur à air dissous (m ³ /h)	5,8
Boue évacuée par le séparateur à air dissous (kg/h)	2977
Lisier séparé produit par le séparateur à air dissous (kg/h)	3134
Lisier séparé alimenté au traitement biologique (L/h)	522
Lisier traité produit par le traitement biologique (L/h)	350
Fraction massique du solide décanté de la boue (kg/kg)	0,325

qui sont exportées vers le milieu environnant, soit le solide décanté de la boue, le lisier séparé à la sortie du séparateur à air dissous et le lisier traité final. Les paramètres recherchés ont été les éléments toxiques As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Ni, Pb et Se, de même que les 17 congénères de dioxines et de furannes (D/F) pour lesquels des facteurs d'équivalence toxique (EQT) ont été établis par l'OTAN en 1988 (CEAEQ 2002). En raison des coûts très élevés, les métaux lourds ont été analysés dans les quatre échantillons provenant d'une seule série de prélèvement de chacun des essais alors que les D/F ont été analysés dans quatre échantillons qui ont été prélevés spécifiquement pour ces analyses en septembre 2004.

Des contenants de 500 ml à large ouverture en polyéthylène à haute densité (HDPE) ont été utilisés pour les paramètres

agronomiques et des bouteilles de 250 ml à large ouverture en polypropylène (PP) stérilisées à l'autoclave ont été utilisées pour les paramètres biologiques. Pour l'analyse des dioxines et des furannes, des pots en verre ambré avec des couvercles munis d'une garniture de Téflon® ont été utilisés pour tous les échantillons.

Les analyses des paramètres agronomiques, biologiques et des éléments toxiques ont été effectuées par le laboratoire de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA). Les analyses des dioxines et des furannes ont été réalisées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

Échantillonnage des gaz

Lors des trois journées d'échantillonnage, entre les périodes de prélèvement des échantillons de lisier, l'air du bâtiment a été évacué par un seul ventilateur d'extraction pour permettre l'échantillonnage des gaz. À l'exception des trappes d'entrée d'air de ventilation de l'entretoit, toutes les autres ouvertures du bâtiment ont été fermées. Le débit d'air du ventilateur d'extraction a été calculé en mesurant la vitesse de l'air avec un anémomètre à fil chaud (VelociCalc Plus 8386A, TSI Incorporated, USA) dans un tuyau en carton installé avec un adaptateur sur le bâti du ventilateur à l'extérieur du bâtiment.

Les échantillons de gaz ont été prélevés avec un tube en Téflon® (6,4 mm DE) et une pompe à diaphragme (DIA-VAC R222-FT-BA1, Air Dimensions, USA) qui refoulait l'échantillon dans un sac en fluorure de vinyle polymérisé (Tedlar®, ~ 25 L, Pacwill Environmental, Canada).

Les gaz mesurés étaient d'une part, les formes réduite et oxydée les plus courantes du carbone, le méthane (CH₄) et le dioxyde de carbone (CO₂) et d'autre part, les formes de l'azote les plus susceptibles d'être émises par un procédé de traitement du lisier et dont le devenir atmosphérique est le plus préoccupant, l'ammoniac (NH₃) et l'oxyde nitreux (N₂O).

Résultats et discussion

Débit des effluents du système de traitement

Le tableau 2 présente des valeurs moyennes pour les trois essais de tous les débits qui ont été mesurés. En début de procédé, le séparateur mécanique a traité environ 9,1 m³ de lisier brut à l'heure alors que le séparateur à air dissous a traité environ 5,8 m³ de lisier tamisé à l'heure. Durant la période des essais, le traitement biologique fonctionnait pour traiter environ 0,52 m³ de lisier séparé à l'heure.

Selon les paramètres mesurés, les taux de fermeture des bilans du séparateur à air dissous, qui vont de 95 à 111 %, démontrent bien la pertinence et la complémentarité des approches utilisées pour la détermination des débits et pour le prélèvement des échantillons ainsi que la justesse des résultats d'analyse des paramètres recherchés. Cela démontre aussi la pertinence d'avoir négligé les quantités de polymères organiques qui, bien qu'alimentés en solution aqueuse au séparateur à air dissous, ne causent pas de biais significatifs dans la fermeture des bilans de matière.

Les bilans autour du traitement biologique montrent une perte moyenne de 33 % de matière entre l'alimentation de lisier séparé et la production de lisier traité. Bien que certaines unités du système de traitement soient à une température supérieure à l'ambiance, que certains bassins soient agités et que des effluents soient giclés à l'air libre, il ne peut y avoir une perte aussi importante de matière par volatilisation. Il semble plutôt que les valves de vidange des décanteurs ne sont pas complètement étanches ce qui entraîne des pertes de cet ordre de grandeur. Ainsi ces pertes vers le réservoir de lisier brut devraient avoir des caractéristiques agronomiques intermédiaires entre celles du lisier séparé et celles du lisier traité, bien qu'à long terme le lisier traité soit le seul effluent résultant du traitement biologique.

Analyses agronomiques

Le tableau 3 présente les valeurs moyennes pour les trois essais des principales caractéristiques du lisier brut alimenté au procédé et des fractions solides et

liquides issues des différentes étapes du traitement. Les résultats d'analyse de chacun des essais permettent de constater que le lisier brut traité lors de l'essai 1 était significativement différent des lisiers bruts traités durant les essais 2 et 3. Cela se reflète particulièrement sur les taux de matière sèche qui étaient en moyenne de 3,5 % pour l'essai 1 et de 1,4 et 1,3 % respectivement pour les essais 2 et 3. Cela donne une moyenne de 2,1 % pour les trois essais. Il semble que sur cette ferme, les équipements de manutention de l'eau ne sont pas dans un état optimal et ainsi des fuites d'eau sont constatées à divers endroits dans les bâtiments, ce qui entraîne de faibles taux de matière sèche dans le lisier.

Les matières sèches sont principalement concentrées dans les fractions solides avec des teneurs de 15 % pour le solide tamisé et de 7,3 % pour le solide décanté alors que celles des liquides sont inférieures à 2 % avant la séparation chimique et inférieures à 1 % après la séparation chimique. Il faut aussi remarquer que lorsque les teneurs en matière sèche diminuent, les teneurs en cendres augmentent, ce qui semble démontrer que le procédé de traitement agit sur le contenu en matière organique du lisier laissant les cendres inorganiques en fin de procédé.

Les teneurs en azote des échantillons sont très différentes selon qu'il s'agit d'azote total, d'azote ammoniacal ou d'azote nitrique. Les échantillons solides sont les plus concentrés en azote total avec ~ 6 000 mg/kg pour le solide décanté et ~ 4 000 mg/kg pour le solide tamisé. Dans les échantillons liquides, les teneurs diminuent de ~ 2 800 mg/kg à

~ 1 800 mg/kg avec le traitement chimique pour atteindre moins de 200 mg/kg après le traitement biologique. Mis à part le lisier traité, qui contient moins de 100 mg/kg d'azote ammoniacal, presque tous les échantillons contiennent environ la même quantité d'azote ammoniacal, soit entre 1 400 et 1 800 mg/kg avec les plus basses teneurs pour les échantillons prélevés après le traitement chimique. Ce qui est presque le contraire de l'azote nitrique qui est pratiquement absent de tous les échantillons, moins de 2,5 mg/kg, mais présent en teneur maximale de 92 mg/kg en moyenne dans le lisier traité.

La distribution du phosphore dans les échantillons prélevés suit la même tendance que celle observée pour l'azote total. En effet, la concentration est maximale dans le solide décanté et le solide tamisé, avec respectivement ~ 2 000 mg/kg et ~ 733 mg/kg, puis diminue avec le traitement chimique de ~ 500 mg/kg à ~ 150 mg/kg dans les échantillons liquides pour atteindre un minimum de 26 mg/kg après le traitement biologique.

Les résultats d'analyse démontrent que les pertes d'azote ou les transferts de phosphore durant le traitement ne sont pas équivalents pour tous les échantillons. En effet, les échantillons avant le traitement chimique ont un rapport azote/phosphore (N/P) variant de 5,5 à 5,9, alors que ceux prélevés après le traitement chimique ont un rapport N/P de 15 à 20 puisque dans ces échantillons, le traitement chimique retire le phosphore pour le transférer dans le solide décanté et lui donner un rapport N/P de 3,1. Le traitement biologique diminue ensuite le rapport N/P de ~ 17,5 à 5,5 pour le lisier traité en dissipant l'azote par dénitrification bactérienne.

Certains des paramètres analysés se retrouvent en quantité équivalente dans tous les échantillons peu importe leur provenance dans le procédé, soit le potassium ~ 900 mg/kg, le sodium ~ 440 mg/kg et les chlorures ~ 800 mg/kg.

Plusieurs des paramètres analysés suivent des tendances de distribution identiques qui ressemblent à celles du phosphore.

Tableau 3. Principales caractéristiques du lisier brut et des fractions issues du procédé de traitement.

	M.S. %	M.V. kg/m ³	Cendre % poids sec	N _{total}	N-NH ₄	N-NO ₃	P	K	DCO g/l	C/N
				kg/tonne						
Lisier brut	2,1	990	31	2,8	1,6	0,00098	0,50	1,0	33	2,4
Lisier tamisé	2,0	1 010	31	2,8	1,7	0,00071	0,51	1,0	31	2,4
Lisier séparé	0,75	990	47	1,9	1,5	0,00061	0,12	0,94	12	1,0
Lisier traité	0,43	990	67	0,14	0,076	0,092	0,026	0,83	1,1	5,1
Solide tamisé	15	1 030	6,0	4,5	1,6	0,0021	0,76	0,73	nd	15
Solide décanté	7,3	920	20	6,4	1,9	0,0011	2,0	0,88	nd	4,6

Tableau 4. Concentration de bactéries (*E. Coli*).

	Coliformes NNP/ml
Lisier brut	347 000
Liquide séparé	61 000
Lisier séparé	9 740
Lisier traité	213
Solide tamisé	667 000
Solide décanté	598 000

Les concentrations sont maximales pour le solide décanté, plus grandes avant le traitement chimique et très faibles après le traitement biologique. Ces paramètres sont le calcium, le magnésium, l'aluminium, le cuivre, le fer, le manganèse et le zinc. Le bore est un cas à part. Bien que la concentration soit très faible, elle est maximale dans le solide tamisé à 3,7 mg/kg et de 1 à 2 mg/kg pour les autres échantillons.

Le rapport C/N est maximal à 15 pour le solide tamisé, environ équivalent à 5 pour le solide décanté et le lisier traité et de 1 à 2 pour les autres échantillons.

La demande chimique en oxygène (DCO) n'a pas été analysée dans les fractions solides à cause des limitations de la méthode d'analyse. Les teneurs dans les échantillons prélevés avant le traitement chimique sont semblables ~ 32 000 mg/L en moyenne. Celles retrouvées dans les échantillons prélevés après le traitement chimique sont aussi semblables mais environ trois fois moindres, soit ~ 12 000 mg/L alors que celles du lisier traité sont les plus faibles à ~ 1 000 mg/L.

Analyses biologiques

Les quantités de bactéries *E. coli* retrouvées dans les échantillons sont très variables avec des valeurs jusqu'à dix fois plus grandes pour un même échantillon prélevé dans des essais différents. Cependant, tel qu'indiqué dans le tableau 4, la tendance générale montre que le solide tamisé est le plus contaminé, suivi de très près par le solide décanté et le lisier brut. Le liquide décanté est moyennement contaminé, le lisier séparé alimenté

Tableau 5. Résultats d'analyse des traces d'éléments toxiques.

	As	Cd	Cr	Co	Hg	Mo	Ni	Pb	Se
	ppm								
Lisier brut	0,030	0,006	0,108	0,104	0,003	0,222	0,206	0,019	0,089
Lisier séparé	0,005	0,001	0,019	0,025	0,005	0,013	0,050	0,005	0,002
Lisier traité	0,004	0,003	0,069	0,019	0,003	0,017	0,045	0,003	0,000
Solide décanté	0,151	0,035	0,529	0,509	0,005	1,290	0,953	0,120	0,535

au traitement biologique est beaucoup moins contaminé et finalement le lisier traité est très peu contaminé avec un nombre le plus probable de 213 *E. coli*/ml ou 213 NPP/ml. Les salmonelles ont été généralement absentes des échantillons prélevés aux essais 2 et 3 mais ont été plus souvent présentes dans ceux de l'essai 1.

Analyse des traces d'éléments toxiques sélectionnés

Les concentrations en éléments toxiques retrouvées dans les échantillons sont encore le reflet de la teneur en matière sèche pour les lisiers bruts mais sont presque équivalentes entre les essais pour le solide de la boue et pour les lisiers séparés et traités. Le tableau 5 présente les résultats moyens des trois essais qui sont exprimés sur une base tel que reçu. Les concentrations sont extrêmement faibles, bien souvent inférieures au dixième de ppm, sauf dans le solide de la boue. Les éléments les plus concentrés sont dans l'ordre le molybdène, le nickel, le cobalt, le chrome et le sélénium.

Les éléments toxiques sont concentrés dans le solide de la boue, ce qui est prévisible puisque, tel que remarqué précédemment, le solide de la boue concentre les matières sèches et les éléments qui y sont associés. Malgré l'ajout d'intrants étrangers au lisier, les agents de coagulation et de floculation, les traces en éléments toxiques diminuent dans les fractions liquides du procédé qui sont destinées à l'épandage agricole.

Analyse des dioxines et des furannes

Bien que les sept congénères des dioxines et les dix congénères des furannes substitués en 2, 3, 7 et 8 aient été analysés et quantifiés séparément, le tableau 6 présente la concentration totale en équivalent toxique proposé par l'OTAN en 1988 pour les quatre échantillons analysés.

Les résultats obtenus sont extrêmement faibles, un femtogramme (fg) est égal à 10^{-15} grammes. Le domaine de quantification est celui des ultra-traces, ainsi l'interprétation des résultats d'analyse en ultra-traces requiert aussi l'examen des taux de recouvrement des analogues marqués qui ont été utilisés pour fortifier les échantillons avant les analyses. Les taux de recouvrement de 70 à 92 % pour le lisier brut sont bons et normaux, ceux de 42 à 63 % pour le solide de la boue sont faibles mais dans les limites prévues, alors que ceux de 26 à 39 % pour le lisier séparé et ceux de 9 à 14 % pour le lisier traité sont à l'extérieur des limites prévues selon le Programme d'assurance qualité du laboratoire d'analyse. Cependant, considérant que les résultats sont corrigés pour le taux de recouvrement, les résultats d'analyse peuvent donner une

Tableau 6. Concentrations de dioxines et de furannes chlorés.

	Dioxines	Furannes
	Concentration en équivalent toxique à la 2,3,7,8 T4CDD (fg/g d'échantillon tel que reçu)	
Lisier brut	3,0	0,27
Lisier séparé	0,0043	0,0013
Lisier traité	0,027	0,0039
Solide décanté	1,4	0,05

idée des ordres de grandeur des concentrations retrouvées dans les échantillons analysés.

Les seuls isomères des dioxines retrouvés dans les échantillons sont la octachlorodibenzodioxine et la 1234678-heptachlorodibenzodioxine. Les quantités retrouvées sont très voisines pour les échantillons semblables soit d'une part, le lisier brut et le solide de la boue et d'autre part, les lisiers séparés et traités. De plus, les analyses des groupes homologues contenant les substitutions en chlore sur toutes les positions en plus des positions 2, 3, 7 et 8 n'ont pas permis de détecter d'autres dioxines que celles substituées en 2, 3, 7 et 8, sauf pour le lisier brut pour lequel une deuxième dioxine portant 7 atomes de chlore a été mesurée. Les mêmes observations s'appliquent aux furannes pour lesquels le seul furanne détecté est celui, complètement saturé, qui porte huit atomes de chlore.

Afin de mettre en perspective les quantités de dioxines et de furannes mesurées dans les échantillons prélevés, un rapide survol des comptes-rendus d'un symposium international sur les polluants organiques halogénés (DIOXIN 2004) a

été nécessaire. Basées sur des analyses effectuées en Europe, les pays de l'Union Européenne ont proposé des lignes directrices pour limiter les quantités de composés apparentés aux dioxines dans les aliments. Les valeurs types pour ces lignes directrices varient de 1 à 6 pg/g ou de 1000 à 6000 fg/g. Selon le type d'aliment, elles sont exprimées sur le contenu en lipides, en humidité ou sur le poids total.

Ainsi, les résultats des analyses suscitent un intérêt particulier parce qu'il semble que ce soit parmi les premiers obtenus sur des échantillons de lisier ou des fractions de lisier, du moins au Québec. De plus, les résultats montrent que les dioxines et les furannes sont en quantité significativement plus grande pour les échantillons contenant généralement les plus grandes quantités de matière sèche puisque les dioxines et les furannes sont souvent liés ou adsorbés sur les particules solides carbonées retrouvées dans les échantillons environnementaux.

Émissions gazeuses

Le débit moyen mesuré à la sortie du ventilateur d'extraction était de 2 716 m³ d'air à l'heure. Les résultats d'émissions de gaz du système de traitement sont présentés au tableau 7.

La réduction de l'azote total démontre l'efficacité du traitement biologique dans le processus de nitrification/dénitrification de l'azote. Durant ce processus, des émissions de gaz azoté sous différentes formes se produisent. Une partie de cet azote gazeux a d'ailleurs été mesurée en oxyde nitreux et en ammoniac pour une quantité totale exprimée en azote atomique de 41 à 65 g/h, ce qui représente environ la même quantité d'azote que celle retrouvée dans le lisier traité qui est de 33 à 78 g/h. Cependant, une grande partie de l'azote libéré, plus de 85 %, n'a pas été mesurée, soit que la tentative de confinement des gaz du bâtiment n'était pas assez efficace, soit que la dénitrification produite par le traitement biologique est poursuivie jusqu'à l'étape ultime en azote moléculaire qui n'a pas été mesuré durant les essais.

En posant l'hypothèse que la majeure partie des émissions de gaz provenant du procédé Sequencia survient lors du traitement biologique du lisier et que ce dernier traite environ 54 % du lisier brut alimenté au procédé, il est possible de comparer les émissions de gaz du procédé Sequencia à celles produites par une fosse d'entreposage conventionnelle. Les résultats d'émissions de gaz à effet de serre sont présentés au tableau 8. L'analyse du tableau démontre bien que les émissions de CH₄ produites sous des conditions anaérobies lors de l'entreposage conventionnel, sont remplacées par les émissions de N₂O produites par le traitement aérobie du procédé Sequencia. Au niveau des gaz à effet de serre, dont il faut tenir compte en agriculture, soit le CH₄ et le N₂O, les résultats présentés au tableau 8 permettent de constater que le système de traitement Sequencia émet autant de gaz à effet de serre qu'une fosse d'entreposage conventionnelle.

Concernant l'ammoniac, le système de traitement Sequencia émet 69,2 g NH₃/porc place-année comparativement à 484 g NH₃/porc place-année pour une fosse d'entreposage conventionnelle (Pelletier et al. 2004). Tel que démontré par Béline (2001), le traitement aérobie réduit les émissions de NH₃ mais favorise les émissions de N₂O.

Bilan massique et performance globale

Le procédé de traitement étant formé de trois étapes indépendantes, l'établissement d'un bilan massique complet n'est pas possible en utilisant directement les débits mesurés durant les essais. En effet, les périodes de temps d'utilisation des étapes du procédé ne sont pas les mêmes et les unités possèdent plusieurs retours vers le réservoir de lisier brut. De plus, le lisier séparé à la sortie du séparateur à air dissous est déposé dans un réservoir tampon pour alimenter le traitement biologique pour environ la moitié alors que le restant est déposé dans une lagune pour irrigation. Finalement, l'écoulement discontinu provoque l'apparition de temps de résidence dans les différentes unités du traitement biologique.

Tableau 7. Émissions de gaz du système de traitement.

Gaz mesuré	Émission g/h
CH ₄	64
CO ₂	6497
N ₂ O	125
NH ₃	18
Total carbone	1819
Total azote	54

Tableau 8. Tableau comparatif des émissions de gaz à effet de serre.

Gaz mesuré	Procédé de traitement Sequencia kg équivalent CO ₂ /porc place-année	Fosse d'entreposage conventionnelle*
CH ₄	5,2	153
CO ₂	25	17
N ₂ O	149	0,0

* Source: Pelletier et al. (2004).

Ainsi, pour établir un bilan massique complet, les caractéristiques chimiques moyennes du lisier brut, des deux fractions solides exportées et du lisier traité final ainsi que l'efficacité de séparation des fractions solides du séparateur sur tamis et du séparateur à air dissous seront utilisées pour calculer le cheminement des matières dans les différents produits issus du traitement d'un volume type de 1 m³ ou environ 1 000 kg de lisier brut. Évidemment, afin de refléter le traitement complet du lisier brut admis en tête de procédé, les étapes de traitement qui conduisent à un intermédiaire sont balancées à 100 % avec les produits qui sont exportés de la chaîne de traitement. La figure 5 présente un bilan massique moyen dans lequel les pertes sont ignorées, pour le traitement de 1 000 kg de lisier brut.

Les observations qui sont faites séparément sur les bilans et les rendements d'extraction de chacune des étapes du traitement s'appliquent pour les bilans globaux et pour les rendements d'extraction vers les solides du procédé Sequencia. En effet, les rendements d'extraction vers les solides sont pratiquement identiques aux efficacités calculées pour la séparation chimique et sont fonction de la teneur en matière sèche du lisier brut. De plus, les pertes en matière sèche, en azote total et en phosphore constatées dans les bilans globaux proviennent principalement des pertes constatées pour le traitement biologique.

Ainsi, avec les données d'analyse du tableau 3 et selon la teneur en matière sèche du lisier de départ, environ 64 % des matières sèches du lisier brut sont transférées dans les fractions solides évacuées du procédé après les étapes de séparation mécanique et chimique. De plus, avec l'ajout du traitement biologique, la chaîne de traitement peut réduire de 79 % la teneur en matière sèche du lisier.

Bien que 32 % de l'azote du lisier brut soit transféré dans les fractions solides du procédé, l'ajout du traitement biologique permet d'augmenter substantiellement ce rendement et ainsi obtenir un lisier traité dans lequel 94 % de l'azote a été retiré.

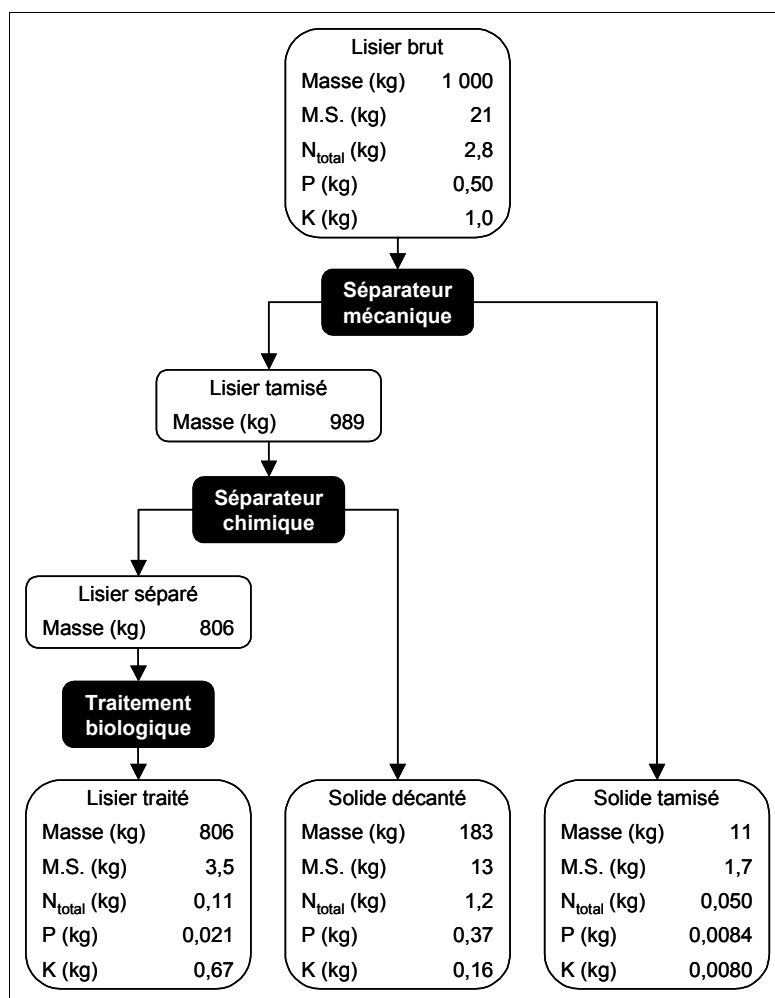


Figure 5. Bilan massique moyen du procédé Sequencia.

Les unités utilisées pour les séparations mécanique et chimique permettent de concentrer 76 % du phosphore du lisier brut dans les fractions solides du procédé. De plus, le traitement biologique permet de retirer une portion supplémentaire du phosphore du lisier pour augmenter le rendement d'enlèvement à 96 %.

Conclusion

Les procédures de travail mises en œuvre pour caractériser le procédé de traitement des lisiers, incluant la détermination des débits, la méthode de prélèvement ainsi que l'analyse des échantillons prélevés, ont permis de dresser un portrait fidèle

du cheminement des matières à travers le procédé Sequencia. De plus, les débitmètres magnétiques se sont avérés des instruments adéquats pour mesurer les débits dans les effluents de lisier de porcs même si les débits étaient intermittents, de faibles fréquences et de faibles amplitudes.

Par rapport au lisier brut alimenté en début de procédé, les étapes de séparation mécanique et chimique permettent de retirer 64 % de la matière sèche, 32 % de l'azote, 76 % du phosphore et 6 % du potassium. Toujours par rapport au lisier brut alimenté en début de procédé, le traitement biologique permet de retirer 15 % de la matière sèche, 62 % de l'azote, 20 % du phosphore et 12 % du potassium.

Finalement, le procédé Sequencia, séparation mécanique, séparation chimique et traitement biologique, permet de retirer en moyenne 79 % de la matière sèche, 94 % de l'azote, 96 % du phosphore et 18 % du potassium contenus dans le lisier brut.

En cours de traitement, la majorité du phosphore est concentrée dans la fraction solide suite aux deux étapes de séparation, tandis que la majeure partie de l'azote est transformée en espèces azotées gazeuses lors du traitement biologique. Les rendements d'extraction des matières vers les solides sont plus élevés lorsque la teneur en matière sèche du lisier brut est plus élevée alors que l'efficacité du traitement biologique ne varie pas.

Plusieurs des autres paramètres analysés suivent des tendances de distribution semblables à celles du phosphore. Les concentrations d'éléments minéraux (calcium, magnésium, aluminium, bore, cuivre, fer, manganèse et zinc) et de bactéries (*E. coli*) sont maximales dans les fractions solides suite aux deux étapes de séparation et significativement plus faibles dans le lisier séparé et le lisier traité.

La chaîne de traitement Sequencia permet de réduire la charge organique du lisier en abaissant la demande chimique en oxygène. Elle permet aussi d'assainir le lisier traité par le procédé en abaissant substantiellement la charge bactérienne *Escherichia coli*, bien que cette dernière reste nettement concentrée dans les fractions solides.

Remerciements

La réalisation de ce projet de recherche a été rendue possible grâce à la participation financière du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA) et d'Aliments Breton inc.

Références bibliographiques

BAPE. 2003. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. 2003. Rapport 179. Consultation publique sur le développement durable de la production porcine au Québec – Volume 2. Les préoccupations et les propositions de la population au regard de la production porcine. Rapport d'enquête et d'audience publique. Septembre 2003.

Béline, F. 2001. Le traitement biologique aérobie du lisier de porc – Les transformations de l'azote et les émissions gazeuses polluantes. CEMAGREF. Collection études du Cemagref, Série équipements pour l'eau et l'environnement n°26. 134 p.

Béline, F., M.L. Daumer et F. Guiziou. 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances. Transactions of the ASAE. 47(3): 857-864.

CEAEQ. 2002. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 2002. Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofuranes polychlorés. Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 400 – D.F. 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 2002, 40 p.

DIOXIN. 2004. Proceedings of the 24th International symposium on halogenated environmental organic pollutants and persistent organic pollutants (POPs). Organohalogen Compounds Volume 66. Berlin. September 6-10, 2004.

Larouche, J.-P., Y. Martineau, F. Pelletier et F. Léveillé. 2005. Évaluation du procédé de traitement du lisier Sequencia. Rapport de projet CORPAQ 703024. IRDA. Mai 2005. 41 p. et annexes.

LPM Technologies. 2001. Les polymères hydrosolubles : coagulation et floculation. 30 pages.

Pelletier, F., S. Godbout, A. Marquis, L.-O. Savard, J.-P. Larouche, S.P. Lemay et R. Joncas. 2004. Greenhouse gas and odor emissions from liquid swine manure storage and manure treatment facilities in Quebec. ASAE/CSAE Annual International Meeting. Ottawa, Ontario, Canada. 1^{er} au 4 août 2004. Paper No. 044158. St. Joseph, Mich.: ASAE. 17 pages.

Westerman, P.W. et J. Arogo. 2005. Performance of a pond aeration system for treating anaerobic swine lagoon effluent. Applied Engineering in Agriculture. 21(3): 505-516.

Westerman, P.W. et J.R. Bicudo. 2002. Application of mixed and aerated pond for nitrification and denitrification of flushed swine manure. Applied Engineering in Agriculture. 18(3): 351-358.

Westerman, P.W., J.R. Bicudo et A. Kantardjieff. 2000. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. Bioresource Technology. 74(3): 181-190.

