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 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.

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 *Cloaqua 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 19ème siècle en France, et au début du 20ème 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 Coïllie 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 lumbricoïdes*, 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 Apedaïle et al., 2002) mentionne la présence d'œufs de parasites dans plusieurs boues municipales en Ontario. À tire 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'éclosions 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 (Apedaïle 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 (Apedaïle 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).

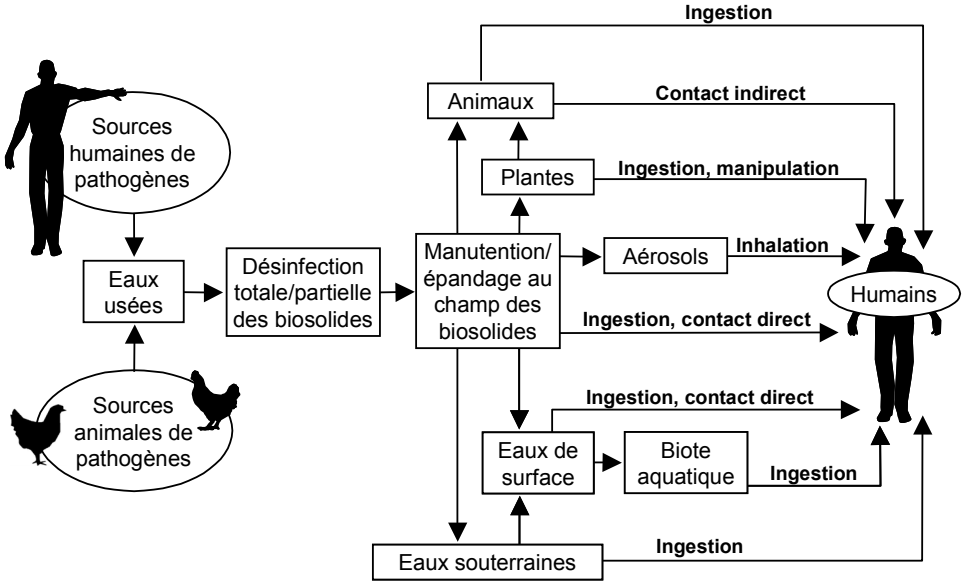
Afin de s'assurer que ces biosolides « tout usage » présentent effectivement un risque négligeable, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ainsi que le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), ont défini des exigences de désinfection. Ces critères sont fortement inspirés 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 pathogènes suivants sont sous les seuils de détection analytiques :

- entérovirus (< 1 / 4g sec);
- œufs viables d'ascaris (< 1 /4g sec);
- salmonelles (< 3 /4 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.



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).

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'avérait 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 $10^{7 \text{ à } 8}$ 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 *E. coli*/ 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 *E. coli* au lieu des « coliformes fécaux », afin d'éviter une surestimation par la présence d'une bactérie non fécale, *Klebsiella pneumonia,* entraînant des « faux positifs ». Ces surestimations ont été observées dans de nombreux cas, notamment pour les composts domestiques (Brassard et al., 1999) et les biosoides 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 *Klebsiella pneumonia* 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 *Klebseiella pneumonia*.
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 > 52 °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 ≥ 11,5, ≥ 22 heures	Souvent utilisé pour les boues de fosses septiques ou d'abattoirs liquides.
Traitement biologique aérobie (P2)	*E. coli* < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et taux d'assimilation d'O_2≤ 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)	*E. coli* < 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)	*E. coli* < 2 000 000 NPP/g (b.s.) et taux d'assimilation d' O_2 ≤ 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)	*E. coli* < 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)	*E. coli* < 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 *E. coli* 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. Kodsi 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 Apedaïle 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 est 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).

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 m²)	1 m(2,3,4)	
	Fossé en milieu non agricole	1 m	10 m
	Cours d'eau, lac, marécage > 10 000 m² 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.

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 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)	
Eau de surface	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_2O_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	
	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).
Innocuité des cultures	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
	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 aéroaspersion (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 hérérotrophes et le *Clostridium perfringens* 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 avoisinant 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 *Règlement sur les services de premiers soins*.
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 animaux 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)

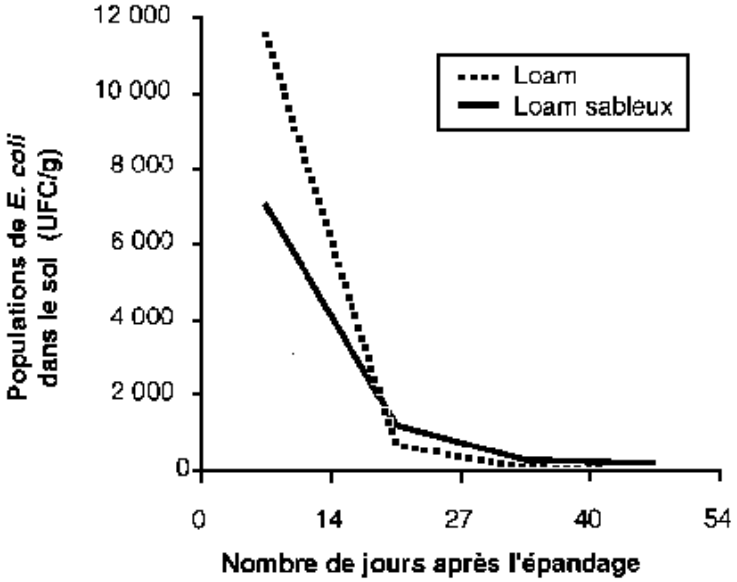


Figure 2. Survie des *E. coli* dans le sol suite à l'épandage de 27 m³/ha d'un lisier de porcs contenant 1 300 000 coliformes fécaux/g (adapté de Côté et Quessy, 2005).

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 cysticercose bovine (Anonyme, 2000). En effet, une étude épidémiologique au Danemark a montré que des cysticercoses 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 cysticercose 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 papetières 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 papetières. 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 *E. coli* (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 *E. coli*/g.	Les deux études impliquent qu'il n'y a pas souvent de lien de causalité entre la teneur en *E. coli* des biosolides papetiers et la contamination probable par des eaux sanitaires. Les *E. coli* mesurés seraient donc vraisemblablement issus d'un phénomène de recroissance microbienne du *E. coli*, 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 *E. coli*/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 *E. coli* 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 *E.coli* 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 *E. coli* 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 *E.coli* 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 *E. coli*, 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 *E. coli* ne sont donc pas un indicateur d'un « input » significatif de matières fécales par des eaux usées domestiques.
Les comptes en *E. coli* 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 *E. coli* avait été relativement peu affecté. L'ensemble de ces dernières observations tend donc plutôt à mettre en doute l'utilité des *E. coli* pour confirmer ou infirmer une contamination ponctuelle ou continue des biosolides papetiers par des eaux usées domestiques.
Au laboratoire du MDDEP, le compte de *E. coli* 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 *E. coli* 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 *E. coli*> 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 *E. coli* 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 *E. coli* 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 *E. coli*/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 *E. coli*.
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 *E. coli* (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 *E. coli* 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 *E.coli*, 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 *E. coli* trouvés dans ces biosolides papetiers soient à risque, contrairement à certains *E. coli* dans les fumiers animaux, comme le *E. coli* 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 *E. coli* ne permet pas de mesurer le *E. coli* 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 recroître 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'emphase 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 e t autres MRF.

Modification envisagée	Justifications
Abandon du critère de < 1000 *E. coli*/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 *E. coli* (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 *E. coli*. De plus, on a observé la présence de salmonelles en présence de comptes très faibles en *E. coli.* À titre comparatif, l'USEPA (1999) n'exige pas l'analyse des coliformes fécaux (comprenant les *E. coli)* 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 *E. coli* 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 E. coli < 2 x 10^6 /g sec. L'abandon de cette catégorie simplifierait l'approche de classification des MRF.
Exiger uniquement le compte de *E. coli* 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 CO_2 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., CH_2M 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-Beaunoir, 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. Cysticercose bovine. In : santé des bouvillons. Fédération des producteurs de bovins du Québec. http://www.santedesbouvillons.qc.ca/document/cysticercose.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 papetières 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 papetières. Les papetières 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 Biosoldis 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, 132e 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/communique.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. Ascariosis. 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.