

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG
TERME DE L'UTILISATION AGRICOLE
DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC – MISE
EN CONTEXTE ET RISQUES À LA
SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE
CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES**

RAPPORT COMPLET

**Direction des risques biologiques, environnementaux et
occupationnels**

Institut national de santé publique du Québec

Mars 2001

AUTEURES

Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D., Toxicologue
Institut national de santé publique du Québec
mofouche@santepub-mtl.qc.ca

Monique Beausoleil, M.Sc., Toxicologue
Institut national de santé publique du Québec et Direction de la santé publique de Montréal-Centre
mbeausol@santepub-mtl.qc.ca

SANTECOM <http://www.santecom.qc.ca>
COTE : P 15,412

DÉPÔT LÉGAL -
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE NATIONALE DU CANADA
ISBN 2-550-37718-4

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée grâce à la contribution financière du ministère de l'Environnement du Québec et de l'Institut national de santé publique du Québec.

Les auteures tiennent à remercier toutes les personnes qui ont participé à l'élaboration de ce rapport, et notamment :

- Marc Hébert, agronome au ministère de l'Environnement du Québec et Hughes Charbonneau, stagiaire au ministère de l'Environnement du Québec, pour leur disponibilité, leur aide et les informations précieuses qu'ils nous ont fournies,
- Richard Beaulieu, agronome au ministère de l'Environnement du Québec, pour sa disponibilité et les informations qu'il nous a fournies,
- Mylène Drouin et Éric Goyer, médecins résidents à la Direction de la santé publique de Montréal-Centre, pour leur participation à la rédaction des monographies du cadmium et des dioxines/furannes,
- Richard Leduc, météorologiste au ministère de l'Environnement du Québec pour avoir réalisé la modélisation de la dispersion atmosphérique des dioxines/furannes,
- François Messier, chimiste au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, pour avoir réalisé les analyses de cadmium et de dioxines/furannes dans les échantillons de sol et d'engrais,
- Sylvie Huard, agronome, pour nous avoir permis de rencontrer des agriculteurs et de faire des visites sur le terrain,
- Les représentants de la Communauté urbaine de Montréal et de l'entreprise Domtar Inc. de Windsor pour nous avoir reçus et fait visiter leurs installations respectives,
- Clément Audet, du Bureau de Normalisation du Québec pour ses précieuses explications,
- Toutes les personnes qui nous ont fourni des informations sous la forme de communication personnelle (voir liste page suivante),
- Les membres du Groupe scientifique en évaluation de risque toxicologique de l'Institut de santé publique du Québec pour leurs commentaires,
- Marc Hébert, Robert Bertrand et Suzanne Burelle, du ministère de l'Environnement du Québec, pour leurs commentaires sur la version préliminaire de ce rapport,
- Et Maryse Arpin et Annie Daigneault pour le travail de secrétariat.

LISTE DES COMMUNICATIONS PERSONNELLES

Clément Audet, BNQ
Pierre Beaudet, MAPAQ
Richard Beaulieu, MENV
Claude Bernard, IRDA
Jacques Boulanger, MAPAQ
Gaétan Carrier, Université de Montréal
Hughes Charbonneau, stagiaire au MENV
Raynald Chassé, CEAEQ
Sylvie Cloutier, MENV
Louis Désilets, AIFQ
Suzanne Dionne, CLSC de la Haute Yamaska
George Fries, U.S. Department of Agriculture
André Germain, Environnement Canada,
Marc Hébert, MENV
J. Laperrière, Norsk-Hydro
Regina McCartney, U.S.EPA
Yves Michaud, Centre géoscientifique du Québec
Laurent Poissant, Environnement Canada
Sylvain Primeau, MENV
Bryan Reday, Agriculture et Agroalimentaire Canada
Jake Ryan, Santé Canada
Marc Simoneau, MENV
Hélène Tremblay, MENV
Jean-Pierre Trépanier, Sanexen

SOMMAIRE

LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES ANNEXES	xvii
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xviii
INTRODUCTION	xix

CHAPITRE I : ASPECTS RÉGLEMENTAIRES

1	RÉGLEMENTATION EN VIGUEUR AU QUÉBEC.....	1
1.1	RÉGLEMENTATION SUR LA RÉDUCTION DE LA POLLUTION D'ORIGINE AGRICOLE.....	1
1.2	RÉGLEMENTATION FÉDÉRALE SUR LES ENGRAIS.....	3
1.2.1	Engrais et suppléments.....	3
1.2.2	Matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits.....	4
1.3	CRITÈRES DU MENV CONCERNANT LES MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES.....	5
1.3.1	Guides de valorisation de 1991 : biosolides municipaux.....	6
1.3.2	Critères provisoires de 1997 : matières résiduelles fertilisantes.....	9
1.4	NORMES DU BUREAU DE NORMALISATION DU QUÉBEC.....	21
1.4.1	Norme sur les composts.....	22
1.4.2	Norme sur les amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels.....	25
1.4.3	Norme sur les biosolides municipaux granulés.....	27
1.5	ANALYSE DES CRITÈRES ET NORMES QUÉBÉCOIS.....	29
1.5.1	Comparaison des critères et normes.....	29
1.5.2	Suivi et responsabilités.....	32
1.5.3	Comparaison des critères et normes québécois avec les critères des sols contaminés.....	32
2	APERÇU DE LA RÉGLEMENTATION CONCERNANT LA FERTILISATION DES SOLS AGRICOLAS PAR LES MRF DANS DIVERS PAYS.....	35
2.1	RÉSUMÉ DES GRANDES LIGNES DE QUELQUES RÉGLEMENTATIONS.....	36
2.1.1	Réglementation américaine.....	36
2.1.2	Lignes directrices de la communauté économique européenne (CEE) et réglementation dans quelques pays membres.....	41
2.1.3	Directives de l'Ontario.....	44
2.2	CRITÈRES CONCERNANT LES BIOSOLIDES MUNICIPAUX.....	46
2.2.1	Teneurs en contaminants.....	46
2.2.2	Teneurs en organismes pathogènes.....	55
2.3	CRITÈRES RELATIFS AUX SOLS.....	55
2.3.1	Restrictions liées à l'utilisation de biosolides en agriculture.....	58
2.3.2	Contrôle, suivi et responsabilités.....	62
2.3.3	Débat et acceptation sociale.....	63
3	COMPARAISON DES CRITÈRES ET NORMES QUÉBÉCOIS AVEC LA RÉGLEMENTATION INTERNATIONALE.....	65
3.1	CONCENTRATIONS MAXIMALES PERMISES DANS LES BIOSOLIDES.....	65
3.2	CHARGES ANNUELLES MAXIMALES PERMISES.....	66
3.3	FRÉQUENCE DES ANALYSES DE BIOSOLIDES.....	66
3.4	CONCENTRATION DANS LES SOLS.....	67
4	CONCLUSION.....	68

CHAPITRE II : AGRICULTURE ET FERTILISATION AU QUÉBEC

1. PORTRAIT DE L'AGRICULTURE AU QUÉBEC.....	1
1.1 PRODUCTIONS VÉGÉTALES.....	1
1.2 PRODUCTIONS ANIMALES.....	3
1.3 VALORISATION DES MRF SUR LES TERRES AGRICOLES DU QUÉBEC.....	4
2 QUALITÉ DES SOLS.....	8
2.1 ÉLÉMENTS DE LA QUALITÉ DU SOL.....	8
2.2 ÉLÉMENTS DE DÉGRADATION DES SOLS AGRICOLES.....	10
3 FERTILISATION DES SOLS AGRICOLES, CARACTÉRISTIQUES ET TAUX D'APPLICATION DES MATIÈRES FERTILISANTES.....	14
3.1 TYPES DE FERTILISATION.....	14
3.2 DÉTERMINATION DES BESOINS EN FERTILISATION.....	15
3.3 MATIÈRES FERTILISANTES UTILISÉES EN AGRICULTURE.....	15
3.3.1 Engrais de ferme.....	15
3.3.2 Chaux agricole.....	19
3.3.3 Engrais minéraux.....	20
3.3.4 Résidus des industries papetières.....	26
3.3.5 Biosolides municipaux et de fosses septiques.....	35
3.3.6 Autres matières résiduelles fertilisantes.....	39
4 CONCLUSION.....	43

CHAPITRE III : CADMIUM ET DIOXINES/FURANNES : PRÉSENCE DANS L'ENVIRONNEMENT ET TOXICITÉ

1. CADMIUM.....	1
1.1 EXPOSITION HUMAINE ATTRIBUABLE AU BRUIT DE FOND.....	1
1.1.1 Air.....	1
1.1.2 Eau.....	4
1.1.3 Aliments.....	5
1.1.4 Sol.....	7
1.1.5 Contact cutané.....	10
1.1.6 Doses d'exposition bruit de fond retenues par Santé Canada.....	11
1.1.7 Valeurs retenues pour l'estimation de la dose d'exposition bruit de fond.....	11
1.2 CONCENTRATIONS DE CADMIUM DANS LES MRF AU QUÉBEC.....	11
1.2.1 Cadmium dans les MRF de papetières.....	11
1.2.2 Cadmium dans les biosolides municipaux.....	12
1.3 COMPORTEMENT DU CADMIUM DANS LES SOLS.....	13
1.3.1 Facteurs impliqués dans la biodisponibilité du cadmium.....	13
1.3.2 Théories du « plateau » et de la « bombe à retardement ».....	15
1.3.3 Phytobiodisponibilité du cadmium apporté par des biosolides.....	16
1.4 TOXICITÉ DU CADMIUM.....	20
1.4.1 Toxicité aiguë.....	20
1.4.2 Toxicité systémique.....	20
1.4.3 Toxicité sur le système immunitaire.....	22
1.4.4 Toxicité du système reproducteur et le développement.....	22
1.4.5 Mutagénicité.....	23
1.4.6 Cancérogénicité.....	23

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

1.4.7	Populations plus sensibles à l'intoxication au cadmium.....	24
1.4.8	Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène.....	25
2.	DIOXINES ET FURANNES.....	30
2.1	EXPOSITION HUMAINE AUX DIOXINES/FURANNES ATTRIBUABLE AU BRUIT DE FOND.....	30
2.1.1	Air.....	30
2.1.2	Eau.....	32
2.1.3	Aliments.....	33
2.1.4	Sols.....	39
2.1.5	Contact cutané.....	41
2.1.6	Valeurs retenues.....	41
2.2	CONCENTRATIONS DE DIOXINES/FURANNES DANS LES MRF AU QUÉBEC.....	42
2.2.1	Dioxines/furannes dans les MRF des papetières.....	42
2.2.2	Dioxines/furannes dans les biosolides municipaux.....	43
2.3	COMPORTEMENT DES DIOXINES/FURANNES DANS LES SOLS.....	44
2.4	TOXICITÉ DES DIOXINES/FURANNES.....	45
2.4.1	Toxicité aiguë.....	45
2.4.2	Toxicité systémique.....	46
2.4.3	Toxicité sur le système reproducteur et le développement.....	48
2.4.4	Mutagénicité.....	50
2.4.5	Cancérogénicité.....	50
2.4.6	Mécanismes d'action.....	50
2.4.7	Populations plus sensibles.....	51
2.4.8	Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène.....	51

CHAPITRE IV : IMPACTS DE LA FERTILISATION PAR LES MRF SUR LE NIVEAU DE CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES

1	DÉFINITION DES SCÉNARIOS DE FERTILISATION UTILISÉS.....	1
1.1	TYPES DE CULTURES.....	5
1.2	TYPES DE SCÉNARIOS.....	5
1.3	TAUX D'APPLICATION DES MATIÈRES FERTILISANTES.....	7
1.4	COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION DES DIFFÉRENTES MATIÈRES FERTILISANTES UTILISÉES AU QUÉBEC AVEC LES VALEURS DES CRITÈRES C1 ET C2 ET LES VALEURS MAXIMALES PERMISES PAR LA CERTIFICATION BNQ.....	11
1.4.1	Concentrations de contaminants dans les MRF.....	11
1.4.2	Concentrations de contaminants dans les engrais traditionnels.....	14
2	ESTIMATION ET COMPARAISON DES CHARGES DE CONTAMINANTS APPORTÉES SELON LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE FERTILISATION.....	16
3	ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS AGRICOLES APRÈS 100 ANS DE FERTILISATION.....	23
3.1	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS ADDITIONNELLES AU BRUIT DE FOND DANS LES SOLS AGRICOLES.....	23
3.2	CONCENTRATIONS TOTALES DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS AGRICOLES.....	26
3.2.1	Critères et recommandations en regard des sols agricoles.....	26
3.2.2	Comparaison des concentrations totales estimées dans les sols agricoles avec les recommandations du CCME (1997).....	27
4	CONCLUSION.....	29

CHAPITRE V : ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ

1. REVUE DES ÉVALUATIONS DES RISQUES À LA SANTÉ HUMAINE LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES.....	1
1.1 INTRODUCTION.....	1
1.2 ÉVALUATION DU RISQUE LIÉ À L'UTILISATION DE BIOSOLIDES DE PAPETIÈRES ISSUS DE PROCÉDÉS DE BLANCHIMENT DE PÂTES KRAFT ET DE PÂTES BISULFITES À BASE DE COMPOSÉS CHLORÉS : RISQUE LIÉ AUX 2,3,7,8-TCDD/F.....	3
1.2.1 Caractéristiques des biosolides et scénarios d'épandage et d'exposition.....	3
1.2.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	4
1.2.3 Estimation de l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F.....	7
1.2.4 Données utilisées.....	9
1.2.5 Résultats.....	13
1.2.6 Critique de cette évaluation de risque.....	14
1.3 ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ LIÉS À LA VALORISATION AGRICOLE DE BIOSOLIDES MUNICIPAUX : RISQUES LIÉS AUX MÉTAUX.....	15
1.3.1 Scénario d'épandage des biosolides et scénarios d'exposition des différents HEI.....	16
1.3.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	17
1.3.3 Estimation des charges cumulées maximales (CCM) de métaux pouvant être apportées sur les sols agricoles par les biosolides municipaux.....	19
1.3.4 Données utilisées.....	23
1.3.5 Résultats.....	28
1.3.6 Critique de cette évaluation de risques.....	31
1.4 ÉVALUATION DES RISQUES D'EXCÈS DE CANCER LIÉS À LA VALORISATION AGRICOLE DE BIOSOLIDES MUNICIPAUX : RISQUES LIÉS AUX PCDD/F ET BPC COPLANAIRES.....	32
1.4.1 Caractéristiques des biosolides municipaux et scénarios d'épandage et d'exposition.....	32
1.4.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	34
1.4.3 Estimation de l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires.....	36
1.4.4 Données utilisées.....	37
1.4.5 Résultats.....	41
1.4.6 Critique de cette évaluation de risque.....	46
1.5 ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES MINÉRALES : RISQUES LIÉS AUX MÉTAUX ET AUX DIOXINES/FURANNES.....	47
1.5.1 Caractéristiques des matières fertilisantes et scénarios d'épandage et d'exposition.....	48
1.5.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	50
1.5.3 Estimation de l'exposition des HEI.....	54
1.5.4 Estimation du risque.....	56
1.5.5 Données utilisées.....	57
1.5.6 Résultats.....	62
1.5.7 Critique de cette évaluation de risque.....	64
1.6 CONCLUSION.....	64
2 ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ DANS LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS.....	65
2.1 INTRODUCTION.....	65
2.2 DÉFINITION DES CONDITIONS D'EXPOSITION UTILISÉES POUR L'ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ.....	68
2.2.1 Définition de l'individu fortement exposé (IFE).....	69
2.2.2 Scénarios d'exposition de l'IFE.....	70
2.2.3 Scénarios d'épandage et niveaux de contamination des matières fertilisantes utilisées.....	72
2.3 MÉTHODOLOGIE.....	81
2.3.1 Estimation de la contamination du sol, de l'eau, des aliments et de l'air.....	81
2.3.2 Estimation de l'exposition humaine.....	98
2.4 DONNÉES UTILISÉES.....	101
2.4.1 Estimation de la contamination du sol, des aliments, de l'eau et de l'air.....	101
2.4.2 Estimation de l'exposition humaine.....	111

2.5	RÉSULTATS	120
2.5.1	Évaluation des critères C2 (première approche) : concentrations critères C2 et taux d'application maximal des biosolides	120
2.5.2	Évaluation des critères C2 (deuxième approche) : concentrations critères et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides C2 et C1	141
2.5.3	Évaluation des critères C1 : concentrations critères C1 et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides	148
2.6	DISCUSSION	153
3	CONCLUSION.....	160

CHAPITRE VI : CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSIONS DE L'ÉTUDE	1
RECOMMANDATIONS	11

LISTE DES RÉFÉRENCES	R-1
GLOSSAIRE	G-1
ANNEXES.....	A-1

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau I – 1. Calendrier des délais concernant l'entrée en vigueur de l'obligation du plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) et l'application des objectifs de réduction des apports en phosphore selon le RRPOA.....	2
Tableau I – 2. Charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation par les engrais distribués au Canada.....	4
Tableau I – 3. Concentrations maximales de métaux permises dans les matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits ¹ selon la circulaire à la profession T-4-93	5
Tableau I – 4. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux aptes à la valorisation agricole selon le guide de valorisation de 1991	7
Tableau I – 5. Concentrations maximales de métaux dans les sols pour lesquelles la valorisation des biosolides municipaux était permise en milieu agricole selon le guide de 1991	8
Tableau I – 6. Concentrations de contaminants et d'organismes pathogènes permises dans les terreaux tout usage selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997	13
Tableau I-7. Concentrations maximales de contaminants dans les MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997	15
Tableau I – 8. Critères relatifs aux organismes pathogènes présents dans les MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997	16
Tableau I – 9. Fréquence minimale d'échantillonnage des MRF au cours des 12 derniers mois précédant l'épandage selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997	17
Tableau I – 10. Zones prohibées pour le compostage et l'entreposage temporaire de MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997	19
Tableau I – 11. Zones prohibées et principales restrictions à respecter pour l'épandage de MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	20
Tableau I – 12. Concentrations maximales de métaux permises dans les composts selon la norme BNQ.....	23
Tableau I – 13. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts AA et A selon la norme BNQ.....	24
Tableau I – 14. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type B selon la norme BNQ.....	25
Tableau I – 15. Exemples de concentrations maximales de contaminants permises dans les amendements calciques ou magnésiens (ACM) selon la norme BNQ en fonction du pouvoir neutralisant	26
Tableau I – 16. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux granulés (BMG) selon le type d'usage (norme BNQ).....	28
Tableau I-17. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec	30
Tableau I-18. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec avec les critères québécois pour les sols contaminés	34
Tableau I-19. Concentrations limites en métaux dans les MRF valorisées dans divers pays.....	48
Tableau I-20. Concentrations et charges cumulées maximales de contaminants organiques dans les biosolides permises par divers pays	51
Tableau I-21. Principales charges cumulées maximales (CCM) en métaux permises dans divers pays.....	52
Tableau I-22. Charges annuelles maximales (CAM) de métaux permises par divers pays	53
Tableau I-23. Teneurs en organismes pathogènes permises par divers pays	55
Tableau I-24. Concentrations de contaminants autorisées dans les sols agricoles par divers pays.....	57
Tableau I-25. Distances à respecter lors de l'épandage de biosolides dans divers pays.....	60
Tableau I-26. Délais minimums à respecter après l'épandage de biosolides dans divers pays	61
Tableau I-27. Fréquence annuelle des analyses de biosolides dans divers pays.....	62
Tableau I-28. Comparaison des concentrations de contaminants dans les biosolides permises au Québec et dans d'autres pays.....	65
Tableau I-29. Comparaison des charges annuelles de contaminants pouvant être apportées sur des sols agricoles au Québec et dans d'autres pays	66

CHAPITRE II

Tableau II-1. Superficies destinées aux productions végétales au Québec	1
Tableau II-2. Superficies récoltées en légumes au Québec	2
Tableau II-3. Répartition de la production agricole québécoise par région administrative	2
Tableau II-4. Productions animales au Québec en 1997	4
Tableau II-5. Estimé des quantités de matières fertilisantes potentiellement valorisables par épandage ou valorisés	5
Tableau II-6. Valorisation agricole des MRF par région administrative	6
Tableau II-7. Valorisation des MRF par type de cultures	7
Tableau II-8. Surplus et déficits d'engrais au Québec	12
Tableau II-9. Concentrations de métaux dans les sols agricoles du Québec	13
Tableau II-10. Caractéristiques physiques et valeur agronomique moyenne des engrais de ferme	16
Tableau II-11. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon le type de cultures	17
Tableau II-12. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon les régions du Québec	18
Tableau II-13. Concentrations des métaux dans les engrais de ferme du Québec	19
Tableau II-14. Concentrations de métaux dans la chaux agricole	20
Tableau II-15. Principaux types d'engrais minéraux	21
Tableau II-16. Quantité d'engrais vendus au Québec (1998-1999)	22
Tableau II-17. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon le type de cultures	23
Tableau II-18. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon les régions du Québec	24
Tableau II-19. Concentrations de contaminants dans les engrais minéraux en Amérique du Nord	24
Tableau II-20. Concentrations de métaux mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec	25
Tableau II-21. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les engrais distribués au Québec	26
Tableau II-22. Caractéristiques des résidus de l'industrie des pâtes et papiers	29
Tableau II-23. Caractéristiques agronomiques moyennes des MRF de papetières ¹	30
Tableau II-24. Valorisation agricole des MRF de papetières selon les régions du Québec	32
Tableau II-25. Concentration de métaux et de dioxines/furannes dans les MRF de papetières	34
Tableau II-26. Caractéristiques agronomiques moyennes des biosolides municipaux et de fosses septiques ¹	36
Tableau II-27. Concentrations de métaux et de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux et de fosses septiques ¹	38
Tableau II-28. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres biosolides	39
Tableau II-29. Concentration de métaux et dioxines/furannes dans les autres biosolides	40
Tableau II-30. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres amendements calciques ou magnésiens	41
Tableau II-31. Concentrations moyennes de métaux et de dioxines/furannes dans les autres amendements calciques ou magnésiens ¹	42

CHAPITRE III

Tableau III – 1. Concentrations de cadmium dans l'air ambiant au Québec	2
Tableau III – 2. Concentrations de cadmium dans les eaux de pluie au Québec	3
Tableau III – 3. Concentrations de cadmium mesurées dans quelques aliments par le MAPAQ	5
Tableau III – 4. Concentrations de cadmium dans la nourriture aux États-Unis	6
Tableau III – 5. Concentrations de cadmium dans certains aliments aux États-Unis	6
Tableau III – 6. Critères et recommandations des concentrations de cadmium dans les sols	9
Tableau III – 7. Doses d'exposition au cadmium des Canadiens	11
Voie d'exposition	11
Tableau III – 8. Concentrations de cadmium dans les biosolides de papetières du Québec	12
Tableau III – 9. Concentrations de cadmium dans les biosolides municipaux	13
Type de biosolides/municipalité	13
Tableau III – 10. Indices d'absorption de cadmium de quelques espèces de légumes par rapport à la laitue (<i>Lactuca sativa</i>)	19
Tableau III – 11. Doses de référence pour le cadmium selon U.S.EPA, 1991	25

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau III – 12. Concentrations de cadmium dans l'air associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million selon U.S.EPA, 1991	26
Tableau III – 13. Concentration de référence du cadmium selon différents scénarios d'exposition simultanée par voie orale et par inhalation selon U.S.EPA, 1999b	27
Tableau III – 14. Risque cancérigène unitaire associé à une exposition par inhalation au cadmium selon U.S.EPA, 1999b	28
Tableau III-15. Valeurs de référence du cadmium par voie orale.....	29
Tableau III – 16. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans des légumes et céréales canadiens et américains	33
Tableau III – 17. Concentration de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans des viandes américaines	34
Tableau III – 18. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les œufs et les viandes canadiennes et américaines	34
Tableau III-19. Concentrations moyennes de dioxines/furannes dans des poissons aux États-Unis	35
Tableau III – 20. Concentrations de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans le lait aux États-Unis.....	35
Tableau III-21. Concentrations de dioxines/furannes dans les produits laitiers canadiens et américains.....	36
Tableau III – 22. Concentrations des congénères de dioxines dans les laits de formules pour bébés des États-Unis.....	36
Tableau III – 23. Concentrations des dioxines/furannes dans le lait maternel.....	37
Tableau III – 24. Apport quotidien de 2,3,7,8-TCDD chez les Américains	37
Tableau III – 25. Apport quotidien de dioxines/furannes pour la population canadienne et américaine	38
Tableau III – 26. Apport quotidien de dioxines/furannes via l'alimentation chez les Canadiens et les Américains	38
Tableau III – 27. Concentrations de dioxines/furannes dans des sols agricoles de la région de Saint-Basile-Le-Grand non affectés par l'incendie de 1988.....	40
Tableau III - 28. Critères de la <i>Politique</i> du MENV pour les dioxines/furannes dans les sols.....	41
Tableau III – 29. Concentrations de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux de divers pays	43
Tableau III – 30. Contribution des congénères à l'équivalence toxique	44
Tableau III - 31 : Doses de référence et concentrations de référence pour les dioxines/furannes	52
Tableau III - 32. Doses de dioxines/furannes associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million (1×10^{-6})	53

CHAPITRE IV

Tableau IV-1. Taux d'application des matières fertilisantes retenus pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles	10
Tableau IV-2 . Concentrations moyennes et maximales de contaminants mesurées dans les MRF et retenues pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles.....	13
Tableau IV-3 . Concentrations de contaminants dans les engrais de ferme, la chaux agricole et les engrais minéraux utilisées dans l'estimation des charges apportées aux sols agricoles	15
Tableau IV-4 : Estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec et sans MRF	18
Tableau IV-5. Ratio des charges de contaminants apportées aux sols agricoles par une fertilisation avec MRF sur les charges apportées par une fertilisation traditionnelle	22
Tableau IV-6. Comparaison entre les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation et les concentrations mesurées dans les sols du Québec	25
Tableau IV-7. Recommandations du CCME (1997) en regard de la contamination des sols agricoles	27
Tableau IV-8. Comparaison des concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles.....	29

CHAPITRE V

Tableau V-1. Caractéristiques des biosolides de papetières et scénarios d'épandage utilisés dans l'évaluation de risque américaine	3
Tableau V-2. Scénario d'exposition des MEI et de la population en général lorsque les biosolides sont appliqués sur sol agricole	4
Tableau V-3. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F apportés dans les sols agricoles par les biosolides de papetière	8
Tableau V-4. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion	10
Tableau V-4 (suite). Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion	11
Tableau V-5. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par inhalation de vapeurs et particules	12
Tableau V-6. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par contact cutané	13
Tableau V-7. Doses d'exposition aux TCDD/F et risques d'excès de cancer associés à la valorisation agricole de biosolides de papetières selon U.S.EPA, 1990	14
Tableau V-8. Voies d'exposition considérées ¹ et description des différents récepteurs (HEI) dans l'évaluation de risques liés aux métaux apportés par les biosolides municipaux	17
Tableau V-9. Algorithmes utilisés pour estimer la charge cumulée maximale de métaux (CCM, kg/ha), la concentration maximale dans les biosolides (CMA _b , mg/kg), ou la charge annuelle maximale de métaux (CAM, kg/ha-an) acceptables pour la santé humaine	21
Tableau V-10. Pentas d'absorption des métaux provenant des biosolides par les plantes et type de données utilisées par l'U.S.EPA	24
Tableau V-11. Pentas d'absorption des métaux par les animaux à partir de l'alimentation (mg/kg m.s. tissu)/(mg/kg m.s. aliments)	24
Tableau V-12. Valeurs des paramètres généraux relatifs aux HEI	25
Tableau V-13. Fraction d'aliments ingérés utilisée par l'U.S. EPA (1992)	26
Tableau V-14. Taux d'ingestion de denrées alimentaires (g m.s./jour) utilisés par l'U.S.EPA (1992)	27
Tableau V-15. Valeurs des RfD ou RDA utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration	28
Tableau V-16. Doses d'exposition dues aux bruits de fond utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration	28
Tableau V-17. Charges cumulées maximales de métaux (CCM) et concentrations maximales de métaux acceptables dans les biosolides (CMA _b) obtenues par l'évaluation de risques de l'U.S.EPA	30
Tableau V-18. Concentrations de PCDD, PCDF et BPC coplanaires utilisées dans l'évaluation de risque américaine concernant les biosolides municipaux	33
Tableau V-19. Scénario d'exposition et définition des individus fortement exposés (HEI)	34
Tableau V-20. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires apportés par les biosolides municipaux	36
Tableau V-21. Pentas d'absorption des PCDD/F et BPC pour les animaux à partir du fourrage (voie #4) et du biosolide ¹ (voie #5)	38
Tableau V-22. Valeurs de paramètres relatifs aux HEI	39
Tableau V-23. Taux d'ingestion de denrées alimentaires et fraction des denrées cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides	40
Tableau V-24. Taux d'ingestion de produits "maison"	41
Tableau V-25. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel	41
Tableau V-26. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans le sol par l'U.S.EPA	43
Tableau V-27. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'eau de surface par l'U.S.EPA	44
Source : Abt Associates Inc, 1999	44
Tableau V-28. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'air par l'U.S.EPA	45
Tableau V-29. Risques de cancer pour chaque HEI résultant de l'application de biosolides sur différents types de sites, selon l'U.S.EPA	46

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-30. Estimation des charges annuelles de métaux apportées sur les sols agricoles américains par les matières fertilisantes minérales	49
Tableau V-31. Teneurs en dioxines/furannes dans les matières fertilisantes américaines.....	49
Tableau V-32. Taux d'application des matières fertilisantes exprimées en principe actif.....	50
Tableau V-33. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition humaine aux contaminants apportés par les matières fertilisantes	55
Tableau V-34. Pentés d'absorption moyennes des métaux par les plantes ¹	57
Tableau V-35. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination des bovins par ingestion.....	57
Tableau V-36. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation des métaux et dioxines/furannes	58
Tableau V-37. Paramètres d'exposition par ingestion accidentelle de matières fertilisantes	59
Tableau V-38. Fraction de denrées alimentaires produites sur place et supposées contaminées.....	60
Tableau V-39. Taux d'ingestion de sol et d'aliments par les enfants et les adultes.....	61
Tableau V-40. Paramètres généraux utilisés pour estimer l'exposition.....	61
Tableau V-41. Valeurs des doses de référence et des facteurs de risque de cancer	62
Tableau V-42. Risque posé par l'arsenic	63
Tableau V-43. Risque d'excès de cancer dû à la présence de dioxines/furannes dans les matières fertilisantes.....	64
Tableau V-44. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche)	75
Tableau V-45. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche)	75
Tableau V-46. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	78
Tableau V-47. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	78
Tableau V-48. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1).....	81
Tableau V-49. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1).....	81
Tableau V-50. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par ingestion	99
Tableau V-51. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par inhalation	100
Tableau V-52. Résumé des teneurs en cadmium et dioxines/furannes mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec (année 2000).....	101
Tableau V-53. Valeurs utilisées dans le modèle EMSOFT pour estimer le flux de TCDD volatilisé à partir de sol ayant reçu des MRF ¹	103
Tableau V-54. Quantités estimées de sol déplacé par érosion hydrique au Québec	104
Tableau V-55. Pentés d'absorption par les plantes du cadmium apporté dans le sol par des biosolides ¹	107
Tableau V-56. Taux d'ingestion d'aliments et de sol par les animaux	108
Tableau V-57. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation du cadmium et/ou de la 2,3,7,8-TCDD.....	108
Tableau V-58. Valeurs des paramètres pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel.....	109
Tableau V-59. Données utilisées pour estimer la contamination de l'eau de surface.....	110
Tableau V-60. Valeurs de poids corporel utilisées dans l'évaluation de risques	112
Tableau V-61. Taux d'ingestion de sol et de poussière	112
Tableau V-62. Taux d'ingestion d'aliments retenus pour l'évaluation du risque québécoise	114
Tableau V-63. Fraction des aliments d'origine « maison » et potentiellement contaminés par les MRF.....	115
Tableau V-64. Taux de consommation d'eau retenus pour cette évaluation de risque	115
Tableau V-65. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel.....	116
Tableau V-66. Taux d'inhalation retenus pour cette évaluation de risque.....	116
Tableau V-67. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'absorption des dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche)	119
Tableau V-68. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, première approche).....	121
Tableau 69. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, première approche)	123

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-70. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de MRF et de sol (évaluation des critères C2, première approche)	124
Tableau V-71. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de légumes/céréales cultivées en présence de MRF ¹ (évaluation des critères C2, première approche)	126
Tableau V-72. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de produits issus d'animaux ¹ ayant été en contact avec des MRF (évaluation des critères C2, première approche)	127
Tableau V-73. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de poisson contaminé par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)	127
Tableau V-74. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)	128
Tableau V-75. Comparaison des doses bruit de fond de cadmium estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par Santé Canada pour la population générale	129
Tableau V-76. Doses totales de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche)	130
Tableau V-77. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, première approche)	132
Tableau V-78. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou aux MRF (évaluation des critères C2, première approche)	134
Tableau V-79. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de sol et/ou de MRF (évaluation des critères C2, première approche)	135
Tableau V-80. Doses de dioxines/furannes dues à l'ingestion de végétaux (évaluation des critères C2, première approche)	135
Tableau V-81. Dose de PCDD/F par ingestion de produits animaux (évaluation des critères C2, première approche)	136
Tableau V-82. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de poisson contaminé par les MRF ¹ (évaluation des critères C2, première approche)	136
Tableau V-83. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)	137
Tableau V-84. Estimation de la dose d'exposition de l'IFE par ingestion de lait maternel (évaluation des critères C2, première approche)	137
Tableau V-85. Estimation de la dose de dioxines/furannes reçue par inhalation de vapeurs (évaluation des critères C2, première approche)	138
Tableau V-86. Doses d'exposition aux dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche)	139
Tableau V-87. Validation des doses bruit de fond estimées	139
Tableau V-88. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche)	140
Tableau V-89. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées à l'IFE par les MRF ((évaluation des critères C2, première approche)	141
Tableau V-90. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)	142
Tableau V-91. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, deuxième approche)	143
Tableau V-92. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C2 avec taux d'application agro-environnemental moyen	144
Tableau V-93. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)	145
Tableau V-94. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF lorsque les biosolides C2 sont appliqués au taux d'application agro-environnemental moyen	146
Tableau V-95. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, deuxième approche)	147
Tableau V-96. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes (évaluation des critères C2, deuxième approche)	147
Tableau V-97. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation du critère C1)	148

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-98. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux matières fertilisantes (évaluation du critère C1)	149
Tableau V-99. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation du critère C1).....	150
Tableau V-100. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen.....	151
Tableau V-101. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen.....	152
Tableau V-102. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C1 (évaluation du critère C1).....	153
Tableau V-103. Estimation du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes apportées par les biosolides C1	153

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure I – 1. Représentation schématique du processus de sélection des biosolides valorisés aux États-Unis selon la réglementation fédérale.....	38

CHAPITRE II

Figure II – 1. Régions administratives du Québec.....	2

CHAPITRE IV

Figure IV-1. Représentation schématique des scénarios « de papetières ».....	2
Figure IV-2 Représentation schématique des scénarios « municipaux ».....	3
Figure IV-3. Représentation schématique des scénarios « traditionnel » et « minéraux »	4
Figure IV-4 : Charges d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre et de mercure (kg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.....	19
Figure IV-5 : Charges de molybdène, de nickel, de plomb, de zinc (kg/ha-100ans) et de dioxines/furannes (mg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.	20

CHAPITRE V

Figure V-1. Représentation schématique de l'exposition aux contaminants apportés dans le sol par les matières fertilisantes	67
Figure V-2. Représentation schématique de la chronologie du scénario d'exposition	70
Figure V-3. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la première approche.....	74
Figure V-4. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la deuxième approche	77
Figure V-5. Représentation schématique du scénario de fertilisation « critères C1 »	80
Figure V-6. Quelques résultats expérimentaux concernant l'absorption du cadmium par les plantes.....	106

LISTE DES ANNEXES

CHAPITRE I

Annexe I-A. Formulaire relatifs à la valorisation de biosolides en Ohio, Etats-Unis	An.I-2
Annexe I-B. Informations nécessaires au comité d'utilisation des biosolides pour évaluer l'acceptabilité des déchets (autres que des biosolides d'épuration) aux fins d'épandage sur des terres agricoles.....	An. I-3
Annexe I-C. Article du journal Le Monde	An. I-4

CHAPITRE II

Annexe II-A. Rapport d'analyse des teneurs de métaux et de dioxines/furannes dans des sols du Québec et dans les engrais minéraux distribués au Québec.....	An. II-2

CHAPITRE III

Annexe III-A. Cadmium dans les aliments du Québec	An. III-2
Annexe III.B. Facteurs d'équivalence toxique pour les dioxines/furannes	An. III-6

CHAPITRE V

Annexe V-A. Dispersion des dioxines/furannes dans l'air : application du modèle ISCLT3	An.V-2
Annexe V-B. Valeurs expérimentales utilisées pour déterminer les pentes d'absorption	An. V-14
Annexe V-C. Superficies en culture au Québec	An. V-29
Annexe V-D. Sélection des taux d'exposition des individus fortement exposés	An. V-31
Annexe V-E. Explications relatives aux scénarios de fertilisation	An V-52

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACM : amendements calciques ou magnésiens
BM : biosolides municipaux
BMG : biosolides municipaux granulés
BNQ : Bureau de Normalisation du Québec
BP : biosolides de papetières
BPC : biphényle polychloré
CA : certificat d'autorisation
CCME : Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CPVQ : Conseil des Productions Végétales du Québec
DAP : phosphate bi-ammoniacal
EQT : équivalents toxiques
FET : Facteur d'équivalence toxique
IFE : individu fortement exposé
IRIS : Integrated Risk Information System (U.S.EPA)
m.h. : matière humide
m.s. : matière sèche
MEF : ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec
MENV : ministère de l'Environnement du Québec
MP : muriate de potasse
MRF : matière résiduelle fertilisante
MSSS : ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec
NAC : nitrate d'ammoniac calcique
PAEF : plan agro-environnemental de fertilisation
PAEV : plan agro-environnemental de valorisation
PCDD : polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF : polychlorodibenzofurannes
RfD : dose de référence (mg/kg-jour) définie par IRIS (U.S.EPA)
RRPOA : Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole
TCDD : tétrachlorodibenzo-p-dioxine
TCDF : tétrachlorodibenzofuranne
UPA : Union des producteurs agricoles du Québec
U.S.EPA : Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis

INTRODUCTION

Depuis l'adoption du *Plan d'action sur la gestion des matières résiduelles 1998-2008* découlant des conclusions d'une consultation québécoise sur la gestion des déchets, les municipalités et les industries sont encouragées par le gouvernement du Québec à valoriser les résidus qu'elles produisent (MENV, 1999). Les propriétés fertilisantes d'un certain nombre de ces matières font en sorte qu'elles peuvent être valorisées en agriculture, en sylviculture, en aménagement paysager ou pour la réhabilitation de sites dégradés. D'autres résidus peuvent également être valorisés en agriculture en tant que régulateurs de pH. Cette pratique présente donc le triple avantage d'obtenir des matières d'intérêt pour la culture des végétaux, de répondre aux objectifs fixés par le *Plan d'action* et d'éviter l'enfouissement ou l'incinération systématique de toutes les matières résiduelles.

Les *matières résiduelles fertilisantes* (MRF) sont des «matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques de l'activité biologique des sols» (MEF, 1998a)¹. Les MRF valorisées au Québec sont essentiellement des biosolides² de papetières, des biosolides municipaux et d'autres biosolides (par exemple, agro-alimentaires) ainsi que des amendements calciques ou magnésiens (ACM) tels les poussières de cimenterie, les cendres ou les résidus magnésiens³. Ces matières sont dites « fertilisantes » car elles sont dotées de propriétés intéressantes pour l'agriculture. En effet, ces résidus sont riches en matière organique et/ou en éléments majeurs (azote, phosphore, potassium) ou permettent de réguler l'acidité des sols.

La fertilisation « traditionnelle » des sols agricoles consiste en l'application d'engrais de ferme (fumier, lisier, etc), d'engrais minéraux et de chaux agricole. Cependant, l'évolution de l'agriculture québécoise a conduit à un déséquilibre géographique entre les quantités d'engrais de ferme produites et les quantités d'engrais de ferme nécessaires à la fertilisation des sols. De plus, l'épandage de certains engrais de ferme (notamment le lisier de porc) est de plus en plus problématique dans certaines régions en raison de la pollution qu'il génère, particulièrement pour le phosphore. Il résulte de cette situation que certaines régions du Québec ont un excédent d'engrais de ferme, alors que d'autres ne peuvent y avoir accès⁴. En l'absence d'engrais de ferme, la fertilité des sols diminue en raison d'un manque de matière organique que les engrais minéraux ne peuvent suppléer, et les producteurs confrontés à un manque de fumiers doivent nécessairement trouver un amendement organique de remplacement. Les *biosolides*, riches en matière organique, présentent des caractéristiques agronomiques adéquates pour être utilisées à

¹ Au Québec, le terme « déchet » a été remplacé par « matière résiduelle » pour faire ressortir le potentiel de ces résidus.

² Les biosolides sont des matières fertilisantes obtenues par traitement biologique d'eaux usées. Cependant, afin de simplifier le texte de ce document, nous désignons sous le terme de « biosolides » toutes les boues de papetières (qu'elles soient obtenues ou non par traitement biologique), les boues municipales et autres boues (résidus d'abattoirs et agro-alimentaires).

³ Dans un souci d'homogénéité, nous avons utilisé dans tout le document, le terme biosolides, maintenant accepté au Québec, pour désigner les boues (boues municipales, boues de papetières, etc...), et le terme MRF pour désigner indifféremment les biosolides et les amendements calciques ou magnésiens.

⁴ Le transport des engrais de ferme étant très coûteux et très problématique, il est rare qu'ils soient transportés d'une région à l'autre.

cette fin, ce qui explique le développement de la valorisation agricole des biosolides. D'autre part, la mise sur le marché d'ACM, dont les propriétés agronomiques sont proches de celles de la chaux agricole (pouvoir de régulation du pH), peut permettre à certains agriculteurs de remplacer avantageusement l'usage de la chaux agricole. En plus de l'intérêt que la valorisation des MRF présente pour les agriculteurs, elle fait réaliser des économies substantielles à certains producteurs de MRF, en leur évitant la pratique de l'enfouissement, et cela même si les MRF sont souvent fournies gratuitement aux producteurs agricoles.

Bien que l'intérêt des MRF en terme d'amélioration de la condition physique des sols et de l'apport en nutriments soit établi, la valorisation agricole des MRF doit être considérée avec prudence. En effet, certains de ces résidus contiennent des teneurs non négligeables en métaux lourds, voire en certains contaminants organiques tels que dioxines/furannes.

Les concentrations de contaminants dans les sols agricoles sont reliées à la richesse naturelle du sol en métaux, aux dépositions atmosphériques et aux apports par les matières fertilisantes (engrais minéraux, engrais de ferme). L'utilisation passée d'engrais phosphatés en provenance de certains pays africains et européens pourrait expliquer, en partie, l'enrichissement de certains sols québécois par le cadmium (Hébert, 1998). Les engrais de ferme, dont la contamination dépend essentiellement du niveau de contamination des aliments ingérés par les animaux, sont en général faiblement contaminés. Cependant, une augmentation des teneurs en cuivre et en zinc dans les sols agricoles a déjà été observée après 16 ans d'épandage, à un taux agronomique, de lisier de porc, riche en ces deux éléments (Tran et coll., 1996). Dans certains cas, la fertilisation traditionnelle peut donc avoir un impact mesurable sur les concentrations de certains métaux dans les sols agricoles. C'est pourquoi l'arrivée de MRF sur le marché des matières fertilisantes peut susciter une inquiétude quant aux concentrations de contaminants présents dans ces résidus et aux conséquences de l'utilisation de ces produits en agriculture.

Il est donc important de déterminer si, à long terme, l'utilisation de ces résidus en agriculture ne résultera pas en une accumulation de contaminants dans les sols agricoles, laquelle conduirait à une augmentation de la dose d'exposition de l'humain aux divers contaminants. L'évaluation des risques liés à l'utilisation de MRF en agriculture doit être effectuée en tenant compte du contexte agricole et environnemental dans son ensemble. Les risques associés à l'utilisation agricole de MRF peuvent être d'autant plus importants que les sols agricoles situés dans une région en pénurie d'engrais de ferme sont d'autant plus concernés par la valorisation des MRF, ce qui implique qu'il est fort probable que les MRF seront épandues sur une superficie réduite de sols agricoles. Dans ce contexte, il ne serait pas pertinent d'estimer les risques à la santé pour la population générale, et les risques à la santé doivent plutôt être évalués pour la population la plus exposée aux MRF (population rurale des régions concernées). Les risques associés à l'utilisation de telles matières fertilisantes en agriculture doivent donc être étudiés, tant pour la production végétale que pour la qualité de l'environnement et la santé humaine. Aussi, les préoccupations des citoyens quant à la qualité des produits alimentaires doivent être prises en compte.

La valorisation des MRF n'est pas uniquement un phénomène québécois. La valorisation agricole des MRF, notamment des biosolides municipaux (MRF les plus couramment valorisées en Europe, aux États-Unis et dans d'autres pays), repose sur des réglementations portant à la fois sur la qualité des MRF et des sols, et sur les procédures d'autorisation et le partage des

responsabilités des intervenants. La valorisation des MRF suscite des opinions diverses auprès des parties concernées dans de nombreux pays.

En avril 1997, le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) a publié les «*Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes*» (MENV, 1997) qui visent à encadrer la valorisation des MRF au Québec. Lors d'une consultation publique portant sur ces critères, le ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS) a émis des réserves sur la validité des critères C2 et sur les risques à la santé qui pourraient résulter de leur utilisation, en particulier pour le cadmium et les dioxines/furannes (MSSS et Comité de santé environnementale du Québec, 1998). Le groupe scientifique sur l'évaluation du risque toxicologique de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ) a alors été mandaté par le MENV pour effectuer une évaluation des critères en terme de risques à la santé humaine

Les objectifs de cette étude sont : (i) de déterminer si les critères provisoires de catégorie C2, en particulier pour le cadmium et les dioxines/furannes, sont adéquats pour protéger la santé humaine lors de l'usage des MRF dans un contexte agricole et (ii) de formuler des recommandations au MENV quant à ces critères C2 (Institut national de santé publique du Québec, 1999).

Ce document présente diverses informations permettant une compréhension globale de la problématique qui nous préoccupe, à savoir (i) une compilation des aspects réglementaires relatifs à la valorisation des MRF au Québec et dans d'autres pays (chapitre I), (ii) des informations concernant l'agriculture québécoise, la fertilisation et une description détaillée des caractéristiques des MRF valorisées au Québec (chapitre II), (iii) une monographie sur les niveaux dans l'environnement et la toxicité du cadmium et des dioxines/furannes (chapitre III), et (iv) une revue des analyses de risques existantes concernant les MRF et les autres matières fertilisantes (section V-1). Les estimations réalisées afin d'atteindre nos objectifs comprennent deux grandes étapes, à savoir (i) une estimation quantitative à long terme des impacts de la fertilisation (avec et sans MRF) sur le niveau de contamination des sols par tous les contaminants mentionnés dans les *Critères provisoires* (chapitre IV), et (ii) une évaluation des risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes (section V-2). Suite aux résultats de ces estimations, des recommandations ont été émises (chapitre VI).

Notre étude ne porte que sur les risques à la santé liés à la présence de contaminants chimiques dans les MRF. Nous n'avons pas évalué les risques à la santé associés à la présence de certains organismes pathogènes dans les MRF contaminées par les déjections humaines (par exemple, biosolides de stations d'épurations municipales), ni considéré les risques à l'écosystème. L'évaluation du risque écotoxicologique associé aux MRF fait déjà l'objet d'un mandat que le MENV a donné au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), mandat qui devrait se terminer au cours de l'année 2001 (Raynald Chassé, CEAEQ, communication personnelle).

CHAPITRE I

ASPECT REGLEMENTAIRE

TABLE DES MATIERES

1	RÈGLEMENTATION EN VIGUEUR AU QUÉBEC	1
1.1	RÈGLEMENTATION SUR LA RÉDUCTION DE LA POLLUTION D'ORIGINE AGRICOLE	1
1.2	RÈGLEMENTATION FÉDÉRALE SUR LES ENGRAIS	3
1.2.1	Engrais et suppléments	3
1.2.2	Matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits.....	4
1.3	CRITÈRES DU MENV CONCERNANT LES MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES	5
1.3.1	Guides de valorisation de 1991 : biosolides municipaux.....	6
1.3.1.1	Qualité des biosolides municipaux	6
1.3.1.2	Qualité des sols récepteurs.....	7
1.3.1.3	Nature des cultures réceptrices	8
1.3.1.4	Conditions d'épandage	8
1.3.1.5	Autorisations, ententes et registres	9
1.3.2	Critères provisoires de 1997 : matières résiduelles fertilisantes.....	9
1.3.2.1	Contexte réglementaire	9
1.3.2.1.1	Applicabilité	9
1.3.2.1.2	Certificat d'autorisation.....	10
1.3.2.2	Qualité des MRF	13
1.3.2.2.1	Valeur agronomique des MRF et taux d'application.....	13
1.3.2.2.2	Concentrations de contaminants : critères C1, C2	14
1.3.2.2.3	Présence d'organismes pathogènes : critères P1, P2, P3	15
1.3.2.2.4	Échantillonnage des MRF, analyse et traitement des données	17
1.3.2.3	Échantillonnage et analyse des sols	18
1.3.2.4	Restrictions de l'usage des MRF	18
1.3.2.5	Suivi de la valorisation et responsabilités	21
1.4	NORMES DU BUREAU DE NORMALISATION DU QUÉBEC	21
1.4.1	Norme sur les composts	22
1.4.1.1	Description de la norme	22
1.4.1.2	Origine des valeurs de concentrations maximales de contaminants permises dans les composts	23
1.4.1.2.1	Composts de types AA et A	23
1.4.1.2.2	Composts de type B.....	24
1.4.2	Norme sur les amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels.....	25
1.4.3	Norme sur les biosolides municipaux granulés	27
1.5	ANALYSE DES CRITÈRES ET NORMES QUÉBÉCOIS	29
1.5.1	Comparaison des critères et normes	29
1.5.2	Suivi et responsabilités	32
1.5.3	Comparaison des critères et normes québécois avec les critères des sols contaminés 32	
2	APERÇU DE LA RÉGLEMENTATION CONCERNANT LA FERTILISATION DES SOLS AGRICOLES PAR LES MRF DANS DIVERS PAYS.....	35
2.1	RÉSUMÉ DES GRANDES LIGNES DE QUELQUES RÉGLEMENTATIONS	36
2.1.1	Réglementation américaine.....	36
2.1.1.1	Réglementation fédérale	36

2.1.1.2	Réglementation spécifique de quelques États américains.....	39
2.1.2	Lignes directrices de la communauté économique européenne (CEE) et réglementation dans quelques pays membres	41
2.1.2.1	Directives de la CEE.....	41
2.1.2.2	Réglementation française.....	42
2.1.3	Directives de l'Ontario	44
2.2	CRITÈRES CONCERNANT LES BIOSOLIDES MUNICIPAUX	46
2.2.1	Teneurs en contaminants.....	46
2.2.2	Teneurs en organismes pathogènes.....	55
2.3	CRITÈRES RELATIFS AUX SOLS	55
2.3.1	Restrictions liées à l'utilisation de biosolides en agriculture.....	58
2.3.1.1	Distances minimales	58
2.3.1.2	Délais à respecter	58
2.3.2	Contrôle, suivi et responsabilités	62
2.3.3	Débat et acceptation sociale.....	63
3	COMPARAISON DES CRITERES ET NORMES QUEBECOIS AVEC LA REGLEMENTATION INTERNATIONALE.....	65
3.1	CONCENTRATIONS MAXIMALES PERMISES DANS LES BIOSOLIDES	65
3.2	CHARGES ANNUELLES MAXIMALES PERMISES	66
3.3	FRÉQUENCE DES ANALYSES DE BIOSOLIDES	66
3.4	CONCENTRATION DANS LES SOLS.....	67
4	CONCLUSION	68

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I – 1. Calendrier des délais concernant l'entrée en vigueur de l'obligation du plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) et l'application des objectifs de réduction des apports en phosphore selon le RRPOA.....	2
Tableau I – 2. Charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation par les engrais distribués au Canada.....	4
Tableau I – 3. Concentrations maximales de métaux permises dans les matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits ¹ selon la circulaire à la profession T-4-93.....	5
Tableau I – 4. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux aptes à la valorisation agricole selon le guide de valorisation de 1991.....	7
Tableau I – 5. Concentrations maximales de métaux dans les sols pour lesquelles la valorisation des biosolides municipaux était permise en milieu agricole selon le guide de 1991.....	8
Tableau I – 6. Concentrations de contaminants et d'organismes pathogènes permises dans les terreaux tout usage selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	13
Tableau I-7. Concentrations maximales de contaminants dans les MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	15
Tableau I – 8. Critères relatifs aux organismes pathogènes présents dans les MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	16
Tableau I – 9. Fréquence minimale d'échantillonnage des MRF au cours des 12 derniers mois précédant l'épandage selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	17
Tableau I – 10. Zones prohibées pour le compostage et l'entreposage temporaire de MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	19
Tableau I – 11. Zones prohibées et principales restrictions à respecter pour l'épandage de MRF selon les <i>Critères provisoires</i> de 1997.....	20
Tableau I – 12. Concentrations maximales de métaux permises dans les composts selon la norme BNQ 23	
Tableau I – 13. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts AA et A selon la norme BNQ.....	24
Tableau I – 14. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type B selon la norme BNQ.....	25
Tableau I – 15. Exemples de concentrations maximales de contaminants permises dans les amendements calciques ou magnésiens (ACM) selon la norme BNQ en fonction du pouvoir neutralisant.....	26
Tableau I – 16. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux granulés (BMG) selon le type d'usage (norme BNQ).....	28
Tableau I-17. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec.....	30
Tableau I-18. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec avec les critères québécois pour les sols contaminés.....	34
Tableau I-19. Concentrations limites en métaux dans les MRF valorisées dans divers pays.....	48
Tableau I-20. Concentrations et charges cumulées maximales de contaminants organiques dans les biosolides permises par divers pays.....	51
Tableau I-21. Principales charges cumulées maximales (CCM) en métaux permises dans divers pays.....	52
Tableau I-22. Charges annuelles maximales (CAM) de métaux permises par divers pays.....	53
Tableau I-23. Teneurs en organismes pathogènes permises par divers pays.....	55
Tableau I-24. Concentrations de contaminants autorisées dans les sols agricoles par divers pays.....	57
Tableau I-25. Distances à respecter lors de l'épandage de biosolides dans divers pays.....	60
Tableau I-26. Délais minimums à respecter après l'épandage de biosolides dans divers pays.....	61
Tableau I-27. Fréquence annuelle des analyses de biosolides dans divers pays.....	62

Tableau I-28. Comparaison des concentrations de contaminants dans les biosolides permises au Québec et dans d'autres pays	65
Tableau I-29. Comparaison des charges annuelles de contaminants pouvant être apportées sur des sols agricoles au Québec et dans d'autres pays	66

LISTE DES FIGURES

Figure I – 1. Représentation schématique du processus de sélection des biosolides valorisés aux États- Unis selon la réglementation fédérale	38

ASPECT RÉGLEMENTAIRE

Ce chapitre vise à présenter d'abord la réglementation québécoise relative aux matières résiduelles fertilisantes (MRF) ainsi que leurs modes de gestion au Québec (section I-1), puis à dresser un portrait sommaire de la réglementation relative aux MRF dans d'autres pays (section I-2). Les critères et les normes québécoises concernant les MRF sont ensuite comparés entre eux et avec les critères de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998) (section I-1.5), ainsi qu'avec la réglementation internationale (section I-3).

1 RÉGLEMENTATION EN VIGUEUR AU QUÉBEC

Au Québec, la fertilisation des sols agricoles doit respecter un certain nombre de contraintes visant à éviter une pollution excessive de l'environnement, que ce soit par un excès d'éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium) ou par un apport trop élevé de contaminants présents dans les matières fertilisantes. Ainsi, on compte le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA), la réglementation fédérale qui s'applique aux engrais minéraux et autres suppléments ainsi que les matières d'égout, composts et autres produits vendus, les critères du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) de 1997 portant sur la valorisation des MRF ainsi que les normes du Bureau de normalisation du Québec en regard avec certaines MRF disponibles au Québec.

1.1 Réglementation sur la réduction de la pollution d'origine agricole

Le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA) entré en vigueur en 1997, vise à minimiser les impacts des productions animales et végétales sur l'environnement (i) en prévoyant l'entreposage étanche des déjections animales et (ii) en encadrant davantage les activités d'épandage sur les terres (Gouvernement du Québec, 1997)¹. Le RRPOA est mis en application progressivement auprès des exploitations agricoles les plus à risque.

Le règlement prévoit spécifiquement des normes concernant les installations d'élevage d'animaux et les ouvrages d'entreposage des déjections animales. Ces infrastructures d'entreposage doivent être étanches, de capacité suffisante et être construites loin des zones à protéger (cours d'eau, prise d'eau, etc). Le RRPOA limite également l'épandage des déjections animales à certaines périodes de l'année.

Le RRPOA rend obligatoire la production d'un plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) pour environ 25 000 exploitations agricoles (tableau I-1). Le PAEF vise à s'assurer que

¹ Depuis la fin de l'année 2000, quelques modifications ont été apportées au *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole*.

les déjections animales produites ou reçues à la ferme, les composts de ferme et les engrais minéraux épandus sur des superficies cultivées tiennent compte des caractéristiques des sols et des cultures, de façon à éviter la surfertilisation et à minimiser la contamination des eaux. Le PAEF doit être préparé et signé par un professionnel ou par l'agriculteur si ce dernier a reçu une formation reconnue. Il doit comporter, entre autres, la quantité et le type de matières fertilisantes, y compris les MRF, la superficie de chaque parcelle à fertiliser, la nature et la limitation des quantités de chaque matière fertilisante à épandre ainsi que les résultats des analyses de sol, des déjections animales et autres fertilisants (notamment la teneur en phosphore et en matière organique). La tenue d'un registre d'épandage est exigée pour les exploitations agricoles soumises à un PAEF pour la fertilisation de leurs parcelles, ainsi que pour les exploitations ou les entreprises qui expédient ou reçoivent des déjections animales d'autres exploitations. Sur demande, la personne qui cultive une parcelle doit fournir au MENV une synthèse de son registre d'épandage. L'échéancier pour l'entrée en vigueur de l'obligation du PAEF varie de 1999 à 2003 selon le type d'exploitations agricoles (tableau I-1).

Tableau I – 1. Calendrier des délais concernant l'entrée en vigueur de l'obligation du plan agro-environnemental de fertilisation (PAEF) et l'application des objectifs de réduction des apports en phosphore selon le RRPOA.

Types d'exploitations	Dates d'entrées en vigueur		
	PAEF	Phase 1 de fertilisation phosphatée	Phase 2 de fertilisation phosphatée
Exploitations en surplus dans 3 bassins versants visés ¹ (≈ 5000 exploitations)	1999	2004	2009
Exploitations en surplus hors des 3 bassins versants visés (≈ 5000 exploitations)	2000	2005	2010
Exploitations avec fumiers liquides ou plus de 75 unités animales (≈ 3800 exploitations)	2001	2006	2011
Exploitations avec engrais minéraux (≈ 5700 exploitations)	2002	2007	2011
Exploitations de moins de 75 unités animales (≈ 4200 exploitations)	2003	2007	2011
Exploitations non visées par une PAEF (≈ 10 000)	Fertilisation conforme aux exigences décrites à l'annexe III du RRPOA		

Source : Gouvernement du Québec, 1997

¹ Bassins versants des rivières L'Assomption, Chaudière et Yamaska.

Le RRPOA limite également les quantités de matières fertilisantes apportées aux cultures. Ainsi, les exploitations agricoles faisant usage d'engrais minéraux doivent respecter sans délai les besoins en azote et en phosphore des cultures selon les grilles de référence en fertilisation du Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ) (Conseil des Productions Végétales du Québec, 1996). Dans le cas des exploitations agricoles utilisant des déjections animales ou du compost, la nouvelle réglementation prévoit différentes phases de transition de plus en plus sévères. Tant que le PAEF n'est pas obligatoire pour un exploitant, la fertilisation peut être basée sur l'azote disponible des engrais de ferme pour combler les besoins en azote selon les grilles du CPVQ. À partir de la date d'exigibilité d'un PAEF, les exploitations devront viser des

objectifs de réduction des apports en phosphore selon deux phases de fertilisation phosphatée qui sont de plus en plus contraignantes (tableau I-1).

1.2 Réglementation fédérale sur les engrais

Le ministère de l'Agriculture et de l'Agro-alimentaire du Canada (AAC) doit s'assurer de l'innocuité des engrais et suppléments vendus au Canada en vertu de la *Loi sur les engrais* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1993) et du *Règlement sur les engrais* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1997). Certains produits, tels les engrais contenant des pesticides, nécessitent un enregistrement auprès de AAC. Les fabricants de ces produits doivent alors faire une demande d'évaluation auprès du gouvernement. D'autres produits n'ont pas besoin d'enregistrement mais sont soumis à l'étiquetage tel que décrit dans le *Règlement sur les engrais* et peuvent faire l'objet de tests de la part d'AAC.

L'article 11 du *Règlement sur les engrais* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1997) spécifie qu'un engrais ou un supplément (produits microbiens, hormones de croissance des végétaux, suppléments servant à rectifier l'alcalinité ou l'acidité du sol, etc) ne peut contenir de substances en quantités pouvant être nuisibles à la végétation (sauf les mauvaises herbes), aux animaux domestiques, à la santé publique ou à l'environnement lorsqu'il est utilisé selon le mode d'emploi.

1.2.1 Engrais et suppléments

Afin de répondre à l'article 11 du *Règlement sur les engrais*, la *Circulaire à la profession T-4-93* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996) définit des normes pour les métaux dans les engrais et les suppléments. Tous les engrais et suppléments doivent satisfaire aux *charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation*² (tableau I-2). Ces

² Les charges cumulées de métaux permises dans les sols ont été établies par le gouvernement fédéral, qui lui-même s'est basé sur l'approche ontarienne. Pour fixer ces charges, l'Ontario a considéré des concentrations acceptables de contaminants dans les sols agricoles en se basant sur le jugement professionnel de spécialistes sur les métaux. Ainsi, les concentrations acceptables d'*arsenic*, de *cadmium* et de *nickel* dans les sols ont été fixées à deux fois la teneur moyenne de ces contaminants déjà présente dans les sols ontariens en raison des effets toxiques de l'arsenic et du nickel sur la croissance des plantes, de la disponibilité du cadmium dans le sol pour les plantes (qui est plus grande que celle d'autres métaux) et de la faible tolérance des humains et des animaux au cadmium. La concentration acceptable de *molybdène* dans les sols a été fixée à deux fois la teneur moyenne de ce métal déjà présente dans les sols non contaminés de l'Ontario en raison d'un problème de toxicité pour le bétail observé dans cette province et du taux de lessivage plus important que pour d'autres métaux. Les concentrations acceptables de *cobalt*, de *cuivre*, de *sélénium* et de *zinc* dans les sols ont été fixées à quatre fois la concentration moyenne déjà présente dans les sols à cause d'une déficience de ces métaux dans certaines récoltes ontariennes pour le bétail. Ils ont également tenu compte du fait que de fortes concentrations de cuivre et de zinc sont toxiques pour les plantes et que l'étendue acceptable des doses de sélénium pour le bétail est mince. Enfin comme le *chrome*, le *mercure* et le *plomb* ne sont pas aussi facilement captés par les plantes que d'autres métaux, les concentrations acceptables de ces contaminants dans les sols agricoles ont été fixées à quatre ou cinq fois les concentrations déjà présentes dans les sols ontariens, en dépit du fait que ces métaux ne sont pas nécessaires aux plantes et que le mercure et le plomb sont toxiques chez l'animal et l'humain (Brian Radey, ACIA, communication personnelle).

Le gouvernement fédéral a alors fixé les charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation à des niveaux légèrement plus élevés que ceux de l'Ontario, sauf pour le cadmium dont les apports sont 2,5 fois plus élevés. Il n'a pas fixé de charges cumulées pour le cuivre et le chrome. Les bases que le gouvernement fédéral a retenues sont semblables à celles du gouvernement de l'Ontario (Brian Radey, ACIA, communication personnelle).

normes portent sur les mêmes métaux que ceux retenus par les *Critères provisoires* de 1997, sauf le chrome et le cuivre. En ce qui concerne le molybdène et le zinc, qui sont aussi des principes nutritifs pour les végétaux, l'utilisation d'engrais contenant des concentrations de ces métaux qui amèneraient des charges dans les sols supérieures à celles du tableau I-2 peut être autorisée. Aucun contaminant organique n'est réglementé au niveau fédéral.

Tableau I – 2. Charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation par les engrais distribués au Canada

Métaux	Charges cumulées permises (kg/ha-45 ans)
Arsenic	15
Cadmium	4
Cobalt	30
Mercure	1
Molybdène	4
Nickel	36
Plomb	100
Sélénium	2,8
Zinc	370

Source : Tableau I de la *Circulaire à la profession T-4-93* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996)

La concentration de métaux permise dans les engrais et suppléments doit être inférieure à la concentration calculée (C_{cal}) selon l'équation suivante :

$$C_{cal} \times TAA \times 10^3 \times 10^{-6} < \frac{\text{Ch cumulée permise}}{45/nb}$$

où

C_{cal} = concentration de métaux dans l'engrais (mg/kg)

TAA = taux d'application annuel de l'engrais (t/ha-an)

Ch cumulée permise = valeur du tableau I-2 (kg/ha- 45ans)

nb = périodicité de l'épandage

10^{-6} = conversion de mg à kg de contaminant

10^3 = conversion de t à kg d'engrais

Si, par exemple, l'engrais est appliqué tous les cinq ans, la concentration maximale de métaux permise pour cet engrais est estimée comme suit:

$$C_{cal} \times TA_5 \times 10^3 \times 10^{-6} < \frac{\text{Ch cumulée permise}}{45 / 5}$$

où

TA_5 = taux d'application aux 5 ans (t/ha-5ans)

1.2.2 Matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits

La *Circulaire à la profession T-4-93* précise également les concentrations maximales de métaux permises dans les matières d'égout traitées, les produits à base de matières d'égout, le compost,

les produits à base de compost et les autres sous-produits mis en vente comme engrais ou suppléments. Ces concentrations maximales de métaux permises ont été élaborées à partir de l'hypothèse que le taux d'application de ces produits est de 4,4 t m.s./ha-an (50% d'humidité et concentration garantie d'azote total $\leq 5\%$ en poids sec). Dans ces conditions, l'application durant 45 ans de ces produits fertilisants conduirait à l'atteinte des charges cumulées permises présentées au tableau I-2. Le tableau I-3 présente donc les concentrations maximales de métaux permises dans les matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits.

Tableau I – 3. Concentrations maximales de métaux permises dans les matières d'égout traitées, composts et autres sous-produits ¹ selon la circulaire à la profession T-4-93

Métaux	Concentration maximale permise (mg/kg m.s.)
Arsenic	75
Cadmium	20
Cobalt	150
Mercure	5
Molybdène	20
Nickel	180
Plomb	500
Sélénium	14
Zinc	1 850

Source : Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996

¹ Ces concentrations maximales de métaux permises ont été élaborées à partir de l'hypothèse que le taux d'application d'un produit est de 4,4 t m.s./ha-an (50% d'humidité et concentration garantie d'azote total $\leq 5\%$ en poids sec). Dans ces conditions, l'application durant 45 ans d'un produit fertilisant dont les teneurs en métaux sont égales aux concentrations maximales permises conduirait à l'atteinte des charges cumulées permises présentées au tableau I-2.

Pour ces matières fertilisantes, il est permis d'augmenter la concentration maximale de métaux permise en fonction de la diminution de la dose d'application et de la teneur en azote. Ainsi, si la dose d'application est de 2,2 t m.s./ha, ou si la concentration en azote est de 10% en poids sec, la concentration de métaux dans les matières d'égouts traitées peut être le double de la valeur du tableau I-3.

1.3 Critères du MENV concernant les matières résiduelles fertilisantes

Les *Critères provisoires* de 1997 du MENV (MENV, 1997) qui sont aujourd'hui en vigueur au Québec ont remplacé les guides élaborés en 1991 pour la valorisation des biosolides municipaux. Un résumé de ces guides est présenté ici afin de décrire l'évolution de la valorisation des MRF au Québec.

1.3.1 Guides de valorisation de 1991 : biosolides municipaux

En 1991, le MENV avait publié deux guides de bonnes pratiques pour la valorisation des biosolides municipaux, le premier en milieu agricole (MEF et MAPAQ, 1991) et le second en milieu sylvicole (MENV et coll., 1991). Ces guides ne sont plus en vigueur aujourd'hui et ont été remplacés en 1997 par les *Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes* (MENV, 1997). Nous présentons ici les principaux points abordés dans le guide de bonne pratique pour la valorisation agricole des biosolides de stations d'épuration des eaux usées municipales (MEF et MAPAQ, 1991).

1.3.1.1 Qualité des biosolides municipaux

Le guide pour la valorisation des biosolides municipaux en milieu agricole proposait deux séries de critères relatifs aux métaux : les *teneurs limites souhaitables* et les *teneurs limites maximales* (tableau I-4). Les teneurs limites souhaitables constituaient le seuil le plus sécuritaire. Les biosolides contenant au moins un métal dont la concentration était supérieure à la teneur limite maximale n'étaient pas aptes à la valorisation agricole.

La concentration de biphényles polychlorés (BPC) devait également être mesurée dans les biosolides. Lorsqu'elle était supérieure à 10 mg/kg m.s., les biosolides municipaux ne pouvaient pas être valorisés. Les biosolides dont la concentration de BPC se situait entre 3 et 10 mg/kg m.s. devaient obligatoirement être incorporés dans le sol (profondeur de 10 cm). Il n'y avait pas de teneurs limites pour les dioxines/furannes.

Les guides comprenaient également des critères relatifs à la qualité biologique des biosolides municipaux.

Tableau I – 4. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux aptes à la valorisation agricole selon le guide de valorisation de 1991

Contaminants	Concentrations souhaitables	Concentrations maximales
Métaux		
Arsenic	15	30
Bore	100	200
Cadmium	10	15
Cobalt	50	100
Chrome	500	1000
Cuivre	600	1000
Mercure	5	10
Manganèse	1500	3000
Molybdène	20	25
Nickel	100	180
Plomb	300	500
Sélénium	14	25
Zinc	1 750	2 500
Composés organiques¹		
BPC	n.a.	3 ² - 10

Source : MEF et MAPAQ, 1991 (valorisation agricole)

Concentrations exprimées en mg/kg m.s.

¹ Les BPC constituaient les seuls composés organiques concernés. Aucun critère pour les dioxines/furannes n'avait été développé.

² Les biosolides contenant plus de 3 mg m.s./kg devaient être incorporés superficiellement dans le sol.

n.a. : ne s'applique pas

1.3.1.2 Qualité des sols récepteurs

Le guide de valorisation en milieu agricole décrivait un certain nombre de critères relatifs aux paramètres agronomiques à respecter (ex. : niveau de phosphore dans le sol). Si avant la valorisation, les teneurs limites souhaitables d'un ou plusieurs métaux étaient dépassées dans le biosolide (sans que les teneurs limites maximales le soient), une mesure de la concentration totale du métal en cause devait être faite dans le sol de chaque parcelle réceptrice. Les sols dont la teneur totale en métaux lourds dépassait au moins une des teneurs indiquées au tableau I-5 ne pouvaient recevoir de biosolides. Des exceptions pouvaient être faites pour le cuivre, le molybdène et le zinc à condition qu'un agronome les justifie de façon écrite.

Tableau I – 5. Concentrations maximales de métaux dans les sols pour lesquelles la valorisation des biosolides municipaux était permise en milieu agricole selon le guide de 1991

Contaminants	Concentration dans les sols (mg/kg m.s.)
Arsenic	7,5
Bore	-
Cadmium	2,0
Cobalt	15,0
Chrome	120,0
Cuivre	100,0
Mercure	0,5
Manganèse	-
Molybdène	2,0
Nickel	18,0
Plomb	50,0
Sélénium	1,4
Zinc	185,0

Source : MEF et MAPAQ, 1991

Dans le cas où une parcelle aurait reçu 135 kg d'azote disponible à l'hectare au cours d'un épandage de biosolides, une analyse de chacun des métaux dans le sol devait être faite avant de valoriser de nouveaux volumes de biosolides.

Des limites relatives aux caractéristiques du milieu récepteur (nappe phréatique, pente du terrain, etc) ainsi qu'aux distances avec des éléments sensibles (eaux, infrastructures, etc) étaient également mentionnées.

1.3.1.3 Nature des cultures réceptrices

Selon le guide de 1991 concernant la valorisation agricole des biosolides municipaux, l'épandage de biosolides municipaux était interdit pour certains types de cultures : cultures de fruits et de légumes, de céréales et de sarrasin destinées à la consommation humaine ainsi que la culture du tabac (à cause des pathogènes). Toute parcelle ayant déjà reçu des biosolides devait attendre deux ans suivant la date d'épandage avant de pouvoir recevoir ce type de cultures. Des délais étaient également prescrits pour la culture de plantes destinées à l'alimentation du bétail. La valorisation des biosolides municipaux dans les érablières exploitées était interdite.

1.3.1.4 Conditions d'épandage

L'épandage des biosolides devait se faire selon un plan agronomique préparé et signé par un agronome qui devait tenir compte de la qualité des boues, des caractéristiques du sol récepteur, des besoins en éléments nutritifs et en chaux ainsi que des restrictions d'épandage à respecter. L'épandage des biosolides devait se faire sous la supervision d'un agronome en tout temps. Des périodes, des modes et des limites d'épandage étaient prescrits. Des règles concernant l'entreposage de biosolides en milieu agricole étaient également décrites.

1.3.1.5 Autorisations, ententes et registres

Le producteur de biosolides devait obtenir, annuellement (usines d'épuration) ou selon la fréquence des vidanges (étangs), un certificat d'autorisation du MENV en vue d'utiliser les biosolides produits par sa station d'épuration d'eaux usées municipales.

Le producteur de biosolides et l'utilisateur devaient signer une entente portant sur les modalités de la valorisation des biosolides municipaux. Les responsabilités des deux parties, producteur de biosolides et agronome, y étaient décrites.

Enfin, toutes les activités de valorisation de l'année devaient faire l'objet d'un rapport annuel et être consignées dans un registre de la municipalité. Ce registre devait contenir, entre autres : l'identification des parcelles réceptrices de biosolides, l'analyse des biosolides, l'analyse du sol des parcelles réceptrices, le plan agronomique de valorisation, une copie de l'entente producteur de boues – utilisateur, la quantité des biosolides appliqués, etc.

1.3.2 Critères provisoires de 1997 : matières résiduelles fertilisantes

1.3.2.1 Contexte réglementaire

1.3.2.1.1 Applicabilité

Les *Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes* de 1997 portent sur un ensemble de matières résiduelles potentiellement valorisables (biosolides municipaux, biosolides de papeteries, terreaux, composts, cendres, poussières de cimenteries, etc...) pour les divers usages possibles (agricole, sylvicole, revégétation de sites dégradés, horticulture, etc). Nous ne considérons ici que les aspects reliés à l'usage agricole des MRF.

Les *Critères provisoires* couvrent trois types d'activités : (i) l'épandage sur les sols agricoles, incluant l'étape d'entreposage temporaire sur les lieux de l'épandage, (ii) le compostage et (iii) la fabrication et l'utilisation de terreaux commerciaux à tout usage.

Lorsque la valorisation de MRF est susceptible de modifier la qualité de l'environnement au sens de l'article 22 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, ou lorsqu'un règlement sectoriel le prescrit (par exemple, *Règlement sur les déchets de fabriques de pâtes et papiers* (Q-2, r.12.1) et *Règlement sur les déchets solides* (Q-2, r.3.2)), elle est soumise à une demande de certificat d'autorisation (CA) délivré par le MENV. Les MRF soumises à des activités d'entreposage temporaire ou de compostage de plus de 1500 m³ par établissement et impliquant des *déchets de fabriques de pâtes et papiers* ou de *déchets solides* doivent faire l'objet d'un certificat de conformité en vertu de leur règlement respectif, à moins d'exceptions.

Un certain nombre d'activités agricoles sont soustraites à la demande de CA. Ainsi, l'épandage de fumiers, d'eaux de laiterie, d'engrais minéraux, d'amendements calcaires conformes aux normes établies par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ) ou de compost préparé

uniquement avec les produits de la ferme. D'une manière générale, la valorisation des matières résiduelles de la ferme et des matières résiduelles végétales non traitées (résidus d'égavage, boues de pisciculture, végétaux non transformés) et la valorisation de matières certifiées par le BNQ ne requièrent pas non plus de CA. Les matières fertilisantes certifiées par le BNQ ne relèvent pas des *Critères provisoires* et le contrôle de la part du MENV consiste à s'assurer que le produit est certifié (voir section I-1.4).

1.3.2.1.2 Certificat d'autorisation

Le CA doit être demandé par le responsable de l'activité (planification, réalisation, contrôle) vis-à-vis du MENV. Le responsable peut être une entreprise agricole, une industrie, une municipalité, une firme de courtage ou un promoteur spécialisé.

La demande de CA doit être conforme aux articles 7 et 8 du *Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement* (Q-2, r.1.001). Un agronome devra produire un plan agro-environnemental de valorisation (PAEV) complet et attester³ que toutes les exigences et les critères minimaux requis sont respectés, toute exception devant être justifiée. Le PAEV et le PAEF devront être cohérents, le cas échéant.

La période couverte par le CA relative à l'entreposage temporaire sur les lieux d'épandage ne devrait pas dépasser deux ans, mais la Direction régionale peut choisir la durée (jusqu'à cinq ans). Cependant, si le registre rendu au MENV la dernière année du CA ne correspond pas aux prévisions sur lesquelles le CA a été autorisé, le MENV peut adresser un avis d'infraction à l'agriculteur⁴.

Une seule demande de CA peut couvrir les activités d'épandage, de compostage et d'entreposage temporaire sur une ou plusieurs entreprises agricoles. Les CA pour l'épandage comportent deux grands volets qui concernent (i) la MRF (caractérisation agronomique, contamination chimique et biologique de la MRF) et (ii) l'ensemble sol récepteur-culture (description du site, besoins nutritifs de la culture). Les CA relatifs à la fabrication de compost et à l'entreposage temporaire sont plus succincts. Des restrictions minimales s'appliquent à tout épandage et entreposage de MRF. Des restrictions additionnelles peuvent s'appliquer en fonction de la qualité des MRF.

La quantité de critères à respecter varie suivant la nature du CA. Par exemple, les besoins nutritifs nécessaires pour une culture donnée sur une parcelle donnée ne sont requis que pour le cas d'un épandage. Les grandes lignes des différents CA sont résumées ici :

³ L'agronome est généralement engagé par le producteur de MRF et les informations auxquelles il a accès concernant la qualité MRF lui sont fournies par le producteur de MRF.

⁴ Cependant, il n'y a pas de sanction particulière appliquée, ni au producteur agricole, ni à l'agronome, ni au fournisseur de MRF. Dans de tels cas, le MENV pourrait ne plus accepter les CA les concernant (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

ÉPANDAGE

Le PAEV, élaboré selon les règles de l'art relativement aux aspects agronomiques et sylvicoles, doit :

- Caractériser la MRF à valoriser : origine, description du procédé de production, classification de la MRF (catégories C et P) avec pièces justificatives.
- Caractériser le site récepteur (identification précise des parcelles, identité du propriétaire, superficies, cultures), identification des zones sensibles, résultats des analyses de sol (pH, Al et Fe extractible et/ou P assimilable) si nécessaires.
- Fournir l'historique d'épandage de MRF de catégorie C2 au cours des 60 derniers mois (permet le calcul du taux d'application permis).
- Fournir les recommandations agronomiques pour chaque parcelle de même que les contraintes agronomiques spécifiques si le pH des MRF est <3,5 ou >10 ou si la teneur en Na, Mn ou B est > 1%, 3 000 ou 200 mg/kg m.s., respectivement.
- Décrire les contraintes environnementales d'épandage à appliquer ainsi que les moyens et pratiques prévus pour limiter la compaction et l'érosion du sol ainsi que le lessivage et le ruissellement de l'azote et du phosphore.
- Fournir l'accord du ministère des Ressources naturelles s'il s'agit d'une terre publique, fournir la partie A des bulletins de commande et de livraison remplis et signés indiquant les contraintes d'épandage, d'entreposage ou de compostage, et l'engagement de fournir au MENV les bulletins de livraison et de commande après l'activité d'épandage.

Les mesures de contrôle des nuisances (odeurs, bruits et poussières) devront se faire en conformité avec la réglementation future. L'agronome doit prévoir un minimum de deux visites, pendant et après l'épandage.

COMPOSTAGE ET ENTREPOSAGE TEMPORAIRE EN VUE DE L'ÉPANDAGE

Des contraintes mises en place pour la protection de l'eau de surface et de l'eau souterraine sont applicables aux activités de compostage et entreposage temporaire en vue de l'épandage des MRF (consulter MENV, 1997 et MENV, 1999). Plus la siccité est faible, plus les contraintes sont sévères en terme de saison et de protection de l'amas disposé sur le sol. Des critères généraux sont aussi produits pour tous les entreposages, quelles que soient les caractéristiques de la MRF (voir tableau I-10). La configuration de l'amas doit être optimisée pour éviter l'accumulation de neige, et l'amas doit être protégé de l'atteinte par les eaux de ruissellement et de fonte des neiges⁵. Des conditions additionnelles spécifiques pour l'entreposage hivernal des

⁵ Une visite sur le terrain nous a permis de constater que les amas avaient une forme définie par le tonnage déversé et que cette disposition n'était pas particulièrement étudiée pour minimiser la surface située sous l'amas. Les amas avaient une hauteur variant entre 1 et 2 m.

boues de papetières ont été produites dans l'addenda de 1999 (MENV, 1999). Elles concernent la protection et la conformation des amas, la température des biosolides lors de la livraison et la remise en état du site.

Les moyens de protection et de remise en état du sol doivent être décrits dans la demande de CA, de même que les pratiques visant à réduire les odeurs, les poussières et le bruit.

L'agronome doit effectuer au moins deux visites de contrôle, une au début de l'activité d'entreposage et une en cours ou après les travaux de restauration du site. Si l'activité dure plus d'un an, les visites doivent être répétées chaque année. Il doit faire parvenir au MENV un avis de conformité à ses critères.

Si les MRF sont stockées sur le lieu de leur production, leur catégorie doit être clairement identifiée et les amas ne doivent pas pouvoir être confondus.

FABRICATION ET UTILISATION DE TERREAUX COMMERCIAUX

La fabrication de terreaux nécessite un CA lorsqu'un de ses intrants est une matière résiduelle susceptible de modifier la qualité de l'environnement au sens de l'article 22 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*. Les terreaux pouvant être distribués à un grand nombre d'utilisateurs, leur qualité doit être garantie dès la production. C'est pourquoi les CA concernent la fabrication et non l'utilisation. Les demandes de CA pour la fabrication de terreaux doivent comprendre :

- La description du contrôle de qualité de la fabrication du terreau (paramètres analysés, fréquence d'échantillonnage, registre concernant les intrants). Les concentrations de contaminants doivent répondre aux exigences présentées dans le tableau I-19.
- L'engagement écrit du fabricant à réaliser ce contrôle de qualité et à respecter les concentrations de contaminants et d'organismes pathogènes permises pour des terreaux «tout usage» (tableau I-6) avec les fréquences d'échantillonnage mentionnées au tableau I-9, sans quoi le terreau sera soumis à des restrictions d'utilisation.

**Tableau I – 6. Concentrations de contaminants et d'organismes pathogènes permises dans les
terreux tout usage selon les *Critères provisoires* de 1997**

Paramètres	Concentrations limites ¹ (mg/kg m.s.) ²
Arsenic	12
Cadmium	1,4
Cobalt	30
Chrome	64
Cuivre	62
Mercure	7
Molybdène	2,5
Nickel	50
Plomb	70
Sélénium	1,4
Zinc	200
Al + Fe extractibles ³	2 000
Dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.) ⁴	7
Coliformes fécaux ou E. coli (NPP/g m.s.)	< 1 000
Salmonelles (NPP/4 g m.s.)	< 3
Consommation d'O ₂ (mg O ₂ /kg mat. org./hr) ⁵	150

¹ Analyses facultatives si les intrants sont des résidus de catégorie C1-P1 ou des résidus de ferme, à l'exception de cadavres d'animaux non compostés.

² Sauf si spécifié.

³ Applicable si un intrant provient de procédés de traitement de l'eau brute ou usée utilisant des sels à base d'aluminium ou de fer

⁴ Applicable si un intrant est supposé contenir plus de 17 ng EQT/kg m.s. de dioxines/furannes

⁵ Indice de stabilité de la matière organique. Applicable si un intrant est du compost ou provient d'égouts domestiques ou est supposé contenir des matières fécales humaines ou des fumiers d'abattoirs ou d'autres résidus d'abattoirs ou des cadavres d'animaux ou des boues de papetières.

1.3.2.2 Qualité des MRF

Pour être valorisables, les MRF doivent répondre à un certain nombre de critères relatifs à leur valeur agronomique, à leur teneur en contaminants inorganiques (métaux) et organiques (dioxines/furannes) et à leur teneur en organismes pathogènes. Les MRF valorisables sont décrites par la combinaison de leur catégorie C (contaminants chimiques) et de leur catégorie P (organismes pathogènes). Elles doivent être épandues selon les critères relatifs à leur catégorie (taux d'application, restrictions en terme de distance vis-à-vis de cours d'eau ou d'aménagements donnés, restrictions en fonction de l'état du sol, délais à respecter), à leur valeur agronomique ainsi qu'aux caractéristiques et à l'historique d'épandage de la parcelle réceptrice (taux d'application).

1.3.2.2.1 Valeur agronomique des MRF et taux d'application

Pour être valorisable, une MRF doit être reconnue pour sa valeur agronomique, c'est-à-dire apporter une amélioration à la condition du sol (apport de matière organique, pouvoir neutralisant) et/ou à sa qualité nutritive. Si la MRF ne fait pas partie de la liste des résidus

reconnus pour avoir de telles qualités, le demandeur de CA devra en apporter la preuve par le calcul de l'indice multiple de valorisation (IMV), voire par une étude agronomique plus poussée. A noter que les MRF liquides ayant un $IMV < 1$ peuvent être épandues en période estivale (15 juin – 15 août, soit en pleine période de végétation et de récolte) afin de pallier à un stress hydrique. De tels épandages requièrent également un CA. Généralement, ces épandages liquides sont effectués sur prairie.

Le taux d'application des MRF est calculé en fonction du besoin des cultures en nutriments. Durant la saison de croissance des végétaux, le calcul des besoins, basé sur l'azote disponible, est effectué avec la grille de référence en fertilisation du CPVQ (Conseil des Productions Végétales du Québec, 1996). Le bilan azoté doit comprendre toutes les sources utilisées (engrais minéral, fumier, MRF, compost). Pour les épandages pratiqués après les récoltes, l'apport en azote disponible est plus limité (MENV, 1999). Tout apport de matière fertilisante doit aussi respecter les critères relatifs à la présence de contaminants et la teneur limite en phosphore dans le sol. Lorsque les sols sont déjà riches en phosphore, l'épandage de MRF est le plus souvent impossible car il entraînerait le dépassement du critère relatif au phosphore (voir MENV, 1999).

1.3.2.2.2 Concentrations de contaminants : critères C1, C2

Deux concentrations limites de contaminants ont été définies pour classer les MRF valorisables : C1 et C2 (tableau I-7). De façon générale, la valorisation des MRF requiert un CA.

La quantité de **MRF de catégorie C1 (i.e., dont toutes les concentrations de contaminants sont inférieures ou égales aux critères C1)** qui peut être appliquée est déterminée sur une base agronomique et n'est pas autrement limitée. Toutefois, l'épandage devra respecter les contraintes d'épandage minimales décrites dans le tableau I-10 (section I-1.3.2.4), voire les contraintes relatives aux MRF de catégorie P2-P3 le cas échéant.

Une MRF est classée **C2 si la concentration d'au moins un contaminant chimique est supérieure aux critères C1 et si la concentration de tous les contaminants est inférieure ou égale aux critères C2** (tableau I-7). Il est à noter qu'il existe des sous-critères C2 pour le cadmium et les dioxines/furannes. La concentration maximale de cadmium acceptable pour une valorisation sur cultures destinées à l'alimentation animale ou humaine est de 10 mg/kg, mais une concentration de 20 mg/kg est acceptée pour une valorisation sur sol non agricole. Pour les dioxines/furannes, la limite maximale pour valorisation est de 100 ng EQT/kg m.s., mais la concentration limite pour les pâturages et pour les parcelles destinées à des cultures vivrières au cours des cinq années suivant l'épandage est de 27 ng EQT/kg, et les MRF contenant plus de 50 ng EQT/kg ne sont pas valorisables sur des sols agricoles. Le taux d'application des MRF de catégorie C2 est limité à 22 t m.s./ha-5 ans. La mesure du pH dans le sol récepteur n'est pas un critère obligatoire sauf si la concentration en cadmium, cuivre, nickel, zinc ou $Al+0,5Fe$ en nécessite la connaissance (voir note 3 du tableau I-7.).

Tableau I-7. Concentrations maximales de contaminants dans les MRF selon les Critères provisoires de 1997

Contaminants	Concentrations maximales ¹	
	C1	C2 ²
Arsenic	13,0	75,0
Cadmium	3,0	20 ^{3,4}
Chrome	210	1060
Cuivre	100	757 ³
Mercure	0,8	5
Molybdène	5,0	20,0
Nickel	62	180 ³
Plomb	150	500
Sélénium	2,0	14,0
Zinc	500	1850 ³
Al + 0,5 Fe	25 000	100 000 ^{3,5}
Dioxines/furannes	17,0	100 ⁶

¹ Concentrations exprimées en mg/kg m.s. sauf pour les dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.). Les équivalents toxiques totaux (EQT) sont calculés pour 17 congénères d'après les facteurs d'équivalence toxique de l'OTAN.

² Un taux d'application maximal de 22 t m.s./ha-5 ans s'applique.

³ Si Cd, Cu, Ni, Zn ou [Al + 0.5 Fe] total > 5, 430, 120, 1175 ou 25 000 mg/kg m.s., le pH du sol, avant ou après l'épandage, doit être ≥ 6 pour les sols agricoles et ≥ 5 pour les autres sols.

⁴ Si Cd > 10 mg/kg m.s., l'épandage sur les sols agricoles est interdit.

⁵ Si la concentration de [Al+0.5Fe] dans la MRF est comprise entre 25 000 et 50 000 mg/kg m.s., la teneur extractible dans le sol (Mehlich III) devra être ≤ 2 000 mg/kg m.s.; si la concentration de [Al+0.5Fe] est comprise entre 50 000 et 100 000 mg/kg m.s., la teneur extractible dans le sol devra être ≤ 1600 mg/kg m.s.

⁶ Si dioxines/furannes > 27 ng EQT/kg, l'épandage est interdit sur des sols en pâturage ou destinés à la culture vivrière pendant les cinq prochaines années ; si dioxines/furannes > 50 ng EQT/kg m.s., l'épandage est interdit sur les sols agricoles.

1.3.2.2.3 Présence d'organismes pathogènes : critères P1, P2, P3

Des critères relatifs aux organismes pathogènes sont prescrits pour les MRF contenant des matières fécales animales ou humaines ou des résidus animaux (résidus provenant d'égouts domestiques ou contenant des matières fécales humaines, des résidus ou des fumiers d'abattoirs ou des cadavres d'animaux), les composts, les biosolides de papetières et les résidus n'appartenant pas aux catégories précitées (tableau I-8). Les critères retenus sont soit des teneurs maximales en organismes pathogènes, soit des méthodologies dont les effets doivent permettre de respecter ces critères. Cette classification assez complexe du fait des diverses options de traitement offertes pour réduire la quantité de pathogènes ne permet pas de façon simple d'exprimer la teneur limite en pathogènes autres que salmonelles et coliformes fécaux. Cependant, selon la réglementation américaine, une des options de l'U.S.EPA pour qu'un biosolide soit classé A (équivalent P1) serait que le biosolide contienne moins d'un œuf d'helminthe viable et, pour les entérovirus, moins d'une unité formant plaque (UFP) par 4 grammes de matière sèche (Federal Register, 1993).

Les teneurs en organismes pathogènes doivent être mentionnées dans la demande de CA. En règle générale, seules les MRF de catégorie P1, solides ou liquides, peuvent être utilisées pour fertiliser des sols destinés à l'alimentation humaine sans qu'un délai de récolte ne soit imposé. Les MRF de catégorie P2 peuvent être utilisés pour des cultures vivrières, mais un délai de

récolte de 14 mois s'applique si la récolte est au dessus du sol mais en contact avec celui-ci, et un délai de 30 jours seulement s'applique si la récolte est au dessus du sol et sans aucun contact avec le sol (MENV, 1999). Les MRF de catégorie P3 peuvent être utilisées sur tous les sols mais des délais s'appliquent pour les récoltes et l'accès au terrain par le public (voir tableau I-11). Les MRF hors catégorie peuvent être utilisées sur les sites en cours de réhabilitation sur demande spéciale.

Tableau I – 8. Critères relatifs aux organismes pathogènes présents dans les MRF selon les Critères provisoires de 1997

Catégorie de résidus	P1	P2-P3
Résidus ¹	Coliformes fécaux ² < 1000 (NPP/g m.s.) et Salmonelles < 3 (NPP/4 g m.s.) et Séchage à une température minimale de 80°C et obtention d'une siccité > 90 % Ou Toute autre combinaison équivalente selon l'USEPA pour satisfaire aux exigences de la classe A ³	P2 : Coliformes fécaux ² < 2 000 000 (NPP/g m.s.) et traitement biologique aérobie et taux d'assimilation d'O ₂ ≤ 500 mg O ₂ /kg m.s./hr ou coliformes fécaux ² < 1 000 (NPP/g m.s.) et salmonelles < 3 (NPP/4 g m.s.) ou toute autre combinaison équivalente selon l'USEPA pour satisfaire aux exigences de la classe B ⁵ ou chaulage à pH > 12 pendant au moins 2 hrs et maintien à pH > 11.5 pendant au moins 22 hrs. P3 : Traitement biologique autre dont l'âge équivalent de boue > 20 jours
Composts	Coliformes fécaux ² < 1000 (NPP/g m.s.) et salmonelles < 3 (NPP/4 g m.s.) et compost mature, au moins 2 des 3 conditions suivantes : - C/N < 25 - taux d'assimilation d'O ₂ ≤ 1 500 mg O ₂ /kg m.s./hr - taux de germination ≥ 90% - témoin et taux de croissance ≥ 50% témoin	P2 : Coliformes fécaux ² < 2 000 000 (NPP/g m.s.) et taux d'assimilation ≤ 1 500 mg O ₂ /kg m.s./hr
Biosolides de papetières		⁴

¹ Résidus provenant d'égouts domestiques, ou contenant des matières fécales humaines, des résidus ou des fumiers d'abattoirs, ou des cadavres d'animaux.

² L'analyse des coliformes fécaux peut être remplacée par celle d'*E. coli*.

³ *Coliformes* fécaux < 1000 (NPP/g m.s.) et salmonelles < 3 (NPP/4 g m.s.) et entérovirus < 3 UFP/4 g m.s. et œufs d'helminthe viables < 1/4 g m.s. (Federal Register, 1993).

⁴ Si attestation écrite du responsable du service de l'environnement certifiant qu'aucun égout domestique n'est déversé dans le système de traitement des eaux usées, analyse microbiologique non nécessaire et classification P2 d'office. Sinon, mêmes exigences que pour les autres boues.

⁵ Les exigences requises par l'USEPA sont celles mentionnées dans Federal Register, 1993.

1.3.2.2.4 Échantillonnage des MRF, analyse et traitement des données

La demande de CA doit comporter les teneurs moyenne, médiane et maximale de contaminants et organismes pathogènes figurant dans les tableaux I-7 et I-8 mesurées dans les MRF, ainsi que le nombre d'échantillons. Les teneurs, exprimées sur base sèche, doivent être accompagnées de la siccité et de l'IMV si nécessaire. Si la valeur d'un paramètre est inférieure à la limite de détection, la valeur retenue est la moitié de la valeur limite de détection.

La classification de la MRF est basée sur la valeur la plus élevée entre la moyenne arithmétique et la médiane. Si la moyenne et la médiane respectent le critère C2 mais si la valeur maximale mesurée dans la MRF excède 20% du critère C2, soit tous les lots d'un même type de MRF dépassant le critère C2 sont mis à part et non épandus, soit le producteur procède à une dilution de ces lots (mélange uniforme de ces lots ou d'une partie de ces lots avec d'autres lots) avant épandage, la teneur finale du mélange devant respecter le critère C2. La caractérisation de la MRF et le suivi de sa qualité est assurée par le producteur de MRF. Il **relève de la responsabilité du producteur** de MRF et, le cas échéant, du professionnel, de mentionner si des modifications de procédé survenues au cours des 12 derniers mois sont susceptibles d'avoir augmenté les teneurs en contaminants ou si des contaminants spécifiques ou objets indésirables sont susceptibles d'être présents.

L'échantillonnage des MRF est réalisé par le producteur à une fréquence indiquée par le MENV qui dépend du volume de MRF produites et des paramètres analysés (tableau I-9). Le nombre d'échantillons peut être réduit de 50% si le procédé demeure inchangé et si tous les échantillons de MRF analysées au cours des 24 derniers mois se classent dans la même catégorie ou à l'intérieur d'une même sous-classe de catégorie. Les périodes d'échantillonnage sont établies en fonction du procédé (en continu ou en batch). Un contrôle d'échantillonnage par le MENV est possible mais la fréquence de tels contrôles est très faible (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

Tableau I – 9. Fréquence minimale d'échantillonnage des MRF au cours des 12 derniers mois précédant l'épandage selon les *Critères provisoires* de 1997

Quantité produite ou accumulée (t m.s./an)¹	0 - 300	300 – 1 500	1 500 –15 000	>15 000
Dioxines/furannes	1	2	4	4
Pathogènes	4	4	6	12
Autres paramètres	2	4	6	12

¹ Par type de MRF et par lieu de production

Le mode d'échantillonnage des MRF, la méthodologie à utiliser pour déterminer le pouvoir neutralisant des amendements calciques et les autres méthodes nécessaires pour l'estimation de divers paramètres requis pour le CA sont indiqués dans le guide du MENV (MENV, 1997) et son

addenda (MENV, 1999). Le guide du MENV spécifie qu'en général⁶, les analyses doivent être effectuées dans un laboratoire accrédité par le MENV.

1.3.2.3 Échantillonnage et analyse des sols

L'échantillonnage des sols doit également être fait selon des méthodes reconnues⁷. Chaque parcelle doit être échantillonnée individuellement et l'échantillon doit dater de moins de 24 mois. Les analyses réalisées sur les sols ne concernent que le pH, le phosphore et les teneurs en Al+Fe extractible.

1.3.2.4 Restrictions de l'usage des MRF

La valorisation des MRF doit se conformer à un certain nombre de contraintes spécifiques de leur mode de valorisation (épandage, compostage, fabrication de terreaux) et de leurs caractéristiques chimiques et microbiologiques. Les restrictions relatives à l'entreposage et au compostage et celles relatives à l'épandage sont énumérées dans les tableaux I-10 et I-11, respectivement.

L'épandage de toutes les catégories de MRF doit respecter les contraintes minimales. D'une manière générale, ces contraintes visent à éviter la contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Le taux d'application des MRF de catégorie C2 est limité à 22 t m.s./ha-5 ans, mais un taux supérieur peut être autorisé pour épandage sur sites en cours de revégétalisation. Des contraintes supplémentaires s'ajoutent pour l'épandage de MRF de catégorie P2 ou P3. Outre le nombre plus important de zones prohibées, on note, entre autres, l'existence de délais à respecter entre la date d'épandage et la date de récolte ou de mise en pâturage. Les périodes d'épandage de MRF malodorantes sont limitées et des distances minimales vis-à-vis des habitations doivent être respectées.

Pour ce qui concerne le compostage et l'entreposage en vue de l'épandage, les restrictions visent essentiellement à limiter la contamination de l'eau.

⁶ Il n'y a pas d'accréditation par le MENV pour les mesures de pathogènes et la mesure du pouvoir neutralisant (Marc Hébert, communication personnelle). Ces deux mesures sont accréditées par le BNQ, mais il n'est pas nécessaire, dans le cadre d'un CA, que les mesures soient faites par un laboratoire accrédité par le BNQ.

⁷ Toutefois, Marc Hébert du MENV précise que les échantillonnages sont réalisés par les agriculteurs eux-mêmes, ce qui représente une source d'incertitude importante.

**Tableau I – 10. Zones prohibées pour le compostage et l'entreposage temporaire de MRF selon les
Critères provisoires de 1997**

ZONES PROHIBÉES	RESTRICTIONS
À moins de 30 m	• D'un fossé • D'une habitation voisine si MRF fortement malodorant
À moins de 75 m	• D'une habitation voisine si MRF malodorant
À moins de 90 m	• D'un ouvrage de captation d'eau potable desservant une résidence
À moins de 100 m	• Des dépôts de sable ou de gravier
À moins de 150 m	• Des lacs, des cours d'eau, marécage, étang, marais naturel
À moins de 300 m	• D'un ouvrage de captation d'eau potable desservant plusieurs résidences (P1)
À moins de 500 m	• D'un ouvrage de captation d'eau potable desservant plusieurs résidences (P2,P3) •
Interdit	• À l'intérieur de la ligne d'inondation de récurrence de 20 ans d'un cours d'eau ou d'un lac • Sur un sol gelé ou enneigé • Sur un sol dont la pente est <5 % (3 % entre novembre et mars)

Tableau I – 11. Zones prohibées et principales restrictions à respecter pour l'épandage de MRF selon les Critères provisoires de 1997

ZONES PROHIBÉES		RESTRICTIONS
Contraintes minimales pour l'épandage de toutes les MRF		
5 m	Cours d'eau, fossé non cultivé et non verbalisé ou d'un fossé verbalisé ou d'un lac Autour d'un marécage d'au moins 1 ha ou un étang	- Incorporation de la MRF dans les 48 hrs sur sol nu ¹ - MRF liquides : charge hydraulique quotidienne 100 m ³ /ha sauf après le 1 ^{er} octobre (25 m ³ /ha et utilisation d'équipements spéciaux pour éviter la compaction du sol)
30 m	Source, puits individuel, prise d'eau de surface individuelle Prise d'eau souterraine ou de surface desservant au moins 2 habitations ou un espace déterminé par un règlement municipal adopté en vertu de la Loi sur l'aménagement et l'urbanisme Lit d'une rivière ou d'un lac identifié dans le Répertoire toponymique du Québec	
Sols gelés ou enneigés		
Sols ayant un historique de ravinement		
Sols de moins de 50 cm d'épaisseur si azote ammoniacal de la MRF > 10% de l'azote total		
Sols de pente >9% ou 6% si MRF liquide		
Épandage de cendres interdit sur sols agricoles contenant plus de 150 kg P/ha (Mehlich III)		
Contraintes supplémentaires pour l'épandage de MRF classées P2-P3		
10 m	- Cours d'eau, lac, fossé pour P2 - Route - Ligne de propriété	- Délais : * P2 : 14 mois pour alimentation humaine si récolte au dessus du sol mais avec contact et 30 j si récolte au dessus du sol et sans contact; 30 j pour pâturage et récolte pour l'alimentation animale; 12 mois pour récolte de gazon en plaque ou pour accès public au lieu d'épandage * P3 : 6 mois pour pâturage, 6 semaines pour récolte pour l'alimentation animale, 24 mois pour récolte de gazon en plaque ou pour accès public au lieu d'épandage * 36 mois pour culture vivrière (alimentation humaine) - Épandage par aéro-dispersion des MRF liquides doit se faire à moins de 1 m du sol (sauf forêt) - Affichage en milieu forestier des zones traitées - Information du personnel de transport, épandage et travail du sol des consignes de santé-sécurité
60 m	- Cours d'eau , lac si pente < 3%	
90 m	- Source ou tout ouvrage de captation d'eau potable - Habitation ou édifice isolé	
120 m	- Si 3% < pente < 6%	
180 m	- Si pente > 9%	
200 m	- Espace commercial ou public - Zone récréative	
500 m	- Ouvrages de captation d'eau potable à usage collectif - Espace résidentiel	
Tourbières et sols organiques (>30% matière organique)		
Sols situés en zone inondable		
Sols en culture vivrière pour l'alimentation humaine ou la production du tabac		
Érablières exploitées en acériculture		
Contraintes supplémentaires pour l'épandage de MRF malodorantes		
MRF malodorantes (comparable à fumier solide)		
>75 m	Habitation voisine (sauf si enfouissement immédiat)	
Interdiction d'épandage et de manutention du 15 juin au 15 août à moins que plan de communication ² ou enfouissement instantané complet ou preuve de l'absence de nuisance		
MRF fortement malodorantes (comparable à fumier liquide)		
>300 m	Habitation voisine (sauf si enfouissement immédiat)	
Interdiction d'épandage et de manutention du 15 juin au 15 août à moins que plan de communication ²		
Interdiction d'épandage et de manutention les samedi, dimanche et jours fériés		

¹ Lors d'une visite sur le terrain, nous avons pu constater que cela n'est pas toujours le cas

² Voir MENV, 1999

1.3.2.5 Suivi de la valorisation et responsabilités

Chaque CA délivré concerne une ou plusieurs MRF bien identifiée qui doit être épandue, entreposée, compostée ou utilisée dans la fabrication de terreaux dans un endroit donné et bien défini. La demande de CA doit être accompagnée de la feuille de commande de la MRF dûment signée par les partenaires. Le suivi de l'épandage et/ou de la remise en état éventuelle des lieux d'entreposage est assuré par l'agronome mandaté par le demandeur. Le respect des bonnes pratiques d'échantillonnage relève uniquement de la responsabilité du producteur de MRF⁸.

Les activités d'épandage et de compostage sont soumises à au moins deux visites de contrôle réalisées par le professionnel ou un technicien travaillant sous sa supervision, pendant et suite à l'épandage.

Le MENV peut effectuer des contrôles tant au niveau des échantillonnages que des analyses et du déroulement de l'activité. Cependant, la fréquence de ces contrôles est suffisamment faible pour considérer que le respect des critères dépend de l'honnêteté du producteur de MRF (qui est responsable de l'échantillonnage et qui fournit toutes les données relatives aux caractéristiques de la MRF⁹), du professionnel (qui base ses actions sur les données fournies par le producteur et sur la réglementation en vigueur et qui doit s'assurer du suivi des engagements de l'agriculteur), et de l'agriculteur (qui doit suivre à la lettre les instructions qui lui sont données, concernant le respect des zones prohibées, du taux d'application, de l'activité prévue sur la parcelle, des délais à respecter, etc...).

1.4 Normes du Bureau de normalisation du Québec

Dans le cadre de la valorisation de matières résiduelles fertilisantes, le Bureau de normalisation du Québec (BNQ) élabore des normes en consensus avec les parties concernées, à savoir les représentants des gouvernements, de l'industrie, des associations industrielles, de firmes de consultants et, dans certains cas, de l'Union des producteurs agricoles et de spécialistes d'établissements d'enseignement. Le BNQ est membre du Conseil canadien des normes (CCN). Certaines des normes BNQ sont également des normes canadiennes lorsque le CCN les adopte pour l'ensemble du Canada. Dans le secteur de l'agriculture, trois normes du BNQ sont déjà en vigueur (*norme sur les Composts*, *norme sur les Amendements calciques ou magnésiens* provenant de procédés industriels et *norme sur les Biosolides municipaux granulés*). Aucun processus n'a encore été engagé pour développer une norme BNQ concernant les biosolides de papeteries, mais les différents partenaires montrent un certain intérêt (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle).

La *certification* d'un produit est un processus volontaire (dans le cas des MRF) dans lequel s'engage une entreprise qui veut faire certifier un de ses produits. La certification consiste à (i)

⁸ Bien que l'agronome doive l'attester par écrit, il nous semble difficile à celui-ci de savoir si l'échantillonnage des MRF a été bien fait et si les MRF livrées sont bien celles qui devaient l'être (le contrôle exercé par l'agronome, quand il y en a un, est souvent résumé à des analyses agronomiques).

⁹ En général déterminées par un laboratoire accrédité

vérifier le système d'assurance qualité de l'entreprise, (ii) vérifier les données d'assurance qualité fournies par l'entreprise, et (iii) vérifier la qualité des produits par deux échantillonnages et analyses annuels, effectués à l'improviste par le personnel du BNQ. Les contrats de certification sont en général d'une durée de deux ans. Le suivi de la qualité qui doit être effectué par l'entreprise doit se conformer à la fréquence définie par le BNQ. Par exemple, pour les biosolides municipaux granulés, des échantillons doivent être analysés chaque semaine. Les produits certifiés conformes par le BNQ sont les seuls à pouvoir se prévaloir du logo du BNQ.

1.4.1 Norme sur les composts

La norme BNQ sur les composts (CAN/BNQ 0413-200, 27-01-1997) (Bureau de normalisation du Québec, 1997) est également adoptée au Canada.

1.4.1.1 Description de la norme

La norme BNQ sur les composts est une norme d'application volontaire de l'industrie du compostage. Cette norme qui spécifie (i) les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des composts et (ii) les méthodes d'échantillonnage et d'analyse qui doivent être utilisées pour évaluer ces caractéristiques, s'applique aux composts de sources diverses utilisés comme amendements organiques et vendus et distribués en sac ou en vrac.

La teneur en eau des composts ne doit pas dépasser 65%. La norme distingue trois types de composts en fonction de la teneur minimale en matière organique totale exprimée sur la base sèche : type AA (50%), type A (40%) et type B (30%). La teneur maximale de contaminants dans les composts est fixée en fonction du type de compost (tableau I-12). Le compost AA correspond à la meilleure qualité, tant en terme de teneur en matière organique que de teneurs en contaminants. Il n'existe pas de concentration maximale pour les dioxines/furannes dans les composts.

Pour les composts de type AA et A, il n'y a pas de limites d'épandage prescrites. Toutefois, en raison de leur teneur en contaminants, la limite d'épandage pour les composts de type B correspond à 4,4 t m.s./ha-an.

Tableau I – 12. Concentrations maximales de métaux permises dans les composts selon la norme BNQ

Métaux	Concentrations (mg/kg m.s.)	
	Compost de types AA et A ¹	Compost de type B ²
Arsenic	13,0	75
Cadmium	3,0	20
Cobalt	34,0	150
Chrome	210	1060 ³
Cuivre	100	757 ³
Mercure	0,80	5
Molybdène	5,0	20
Nickel	62	180
Plomb	150	500
Sélénium	2,0	14
Zinc	500	1850

¹ Les concentrations maximales admissibles de contaminants dans les composts de types AA et A ont été obtenues à partir des exigences les moins sévères entre les concepts « *aucune dégradation nette* » et « *meilleure approche réalisable* ».

² Les concentrations maximales admissibles de contaminants dans les composts de type B ont été obtenues à partir des normes appliquées par Agriculture et Agro-alimentaire Canada d'après la *Circulaire à la profession T-4-93* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996)

³ Actuellement, il n'y a pas de concentrations maximales admissibles pour le chrome et le cuivre dans la *Loi fédérale sur les engrais chimiques* (Agriculture et Agro-alimentaire Canada, 1993)..

1.4.1.2 Origine des valeurs de concentrations maximales de contaminants permises dans les composts

1.4.1.2.1 Composts de types AA et A

Les concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type AA et A sont basées sur les concepts « *aucune dégradation nette* » et « *meilleure approche réalisable* ».

Le concept « *aucune dégradation nette* » implique que l'utilisation d'un compost ne change pas les bruits de fond normaux des contaminants dans les sols. Les concentrations maximales de contaminants permises dans les composts correspondent à la valeur de 99^{ème} centile des distributions normales des concentrations bruit de fond de contaminants dans les sols provenant d'échantillons prélevés dans des régions non influencées par les activités industrielles. Les concentrations bruit de fond de contaminants utilisées lors de l'élaboration de la norme provenaient des sols de l'Alberta, de l'Ontario et du Québec. Les exigences qui découlent de ce concept ont été établies en utilisant les valeurs les plus élevées de ces trois sources de données (tableau I-13).

Le concept « *meilleure approche réalisable* » favorise l'utilisation de la meilleure technologie disponible pour définir les exigences quant aux concentrations maximales admissibles des contaminants dans les composts. Au moment de l'élaboration de cette norme, des données obtenues à partir de ce concept étaient disponibles dans le règlement 334 *Production and Use of*

compost de la Colombie-Britannique, données établies en fonction des programmes de gestion des MRF solides municipales triés à la source (voir tableau I-13).

Les concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type AA et A ont été établies à partir de la valeur la plus élevée découlant des deux concepts (tableau I-13). Ces concentrations correspondent aux concentrations C1 des *Critères provisoires* de 1997.

Tableau I – 13. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts AA et A selon la norme BNQ

Contaminants	99 ^{ème} centile des concentrations bruits de fond dans les sols ¹			Concept		Concentration maximale de contaminants permise dans les composts AA et A
	Alberta ²	Ontario ³	Québec ⁴	Aucune dégradation nette	Meilleure approche réalisable	
As	-	10	-	10	13	13
Cd	1,6	3	2,5	3	2,6	3
Co	14	25	34	34	26	34
Cr	30	50	121	121	210	210
Cu	29	60	48	60	100	100
Hg	0,1	0,15	0,09	0,15	0,8	0,8
Mo	-	2	-	2	5	5
Ni	36	60	62	62	50	62
Pb	20	150	68	150	150	150
Se	-	2	-	2	2	2
Zn	124	500	144	500	315	500

¹ Concentrations exprimées en mg/kg m.s (Bureau de normalisation du Québec, 1997).

² Selon Alberta Environmental Protection, 1994

³ Selon Ontario Ministry of the Environment, 1989

⁴ Selon Giroux et coll., 1992

1.4.1.2.2 Composts de type B

Les concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type B sont calculées de sorte que les charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation n'excèdent pas les exigences spécifiées dans le tableau I-14, en supposant un taux d'épandage annuel de 11 t/ha pour un compost ayant un taux d'humidité de 60% (soit un taux annuel de 4,4 t m.s/ha) et une teneur en azote total inférieure ou égale à 5%, pendant 45 ans (voir section I-1.2). Le taux maximal d'application d'un compost certifié par le BNQ est donc de 4,4 t m.s./ha-an.

Tableau I – 14. Base pour l'établissement des concentrations maximales de contaminants permises dans les composts de type B selon la norme BNQ

Contaminants	Charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation ¹ (kg/ha-45 ans)	Concentrations maximales permises dans un compost de type B ³ (mg/kg m.s.)
Arsenic	15 ²	75
Cadmium	4	20
Cobalt	30	150
Chrome	210	1060
Cuivre	150	757
Mercure	1	5
Molybdène	4	20
Nickel	36	180
Plomb	100	500
Sélénium	2,8	14
Zinc	370	1850

¹ Les charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation proviennent du tableau II de la *Circulaire à la profession T-4-93* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996) sauf pour celles du chrome et du cuivre qui sont proposées par Agriculture et Agro-alimentaire Canada (voir section I-1.2).

² Selon le tableau I de la *Circulaire à la profession T-4-93* (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996)

³ La concentration maximale d'un métal (mg/kg m.s.) permise dans un compost est calculée comme suit :

$$\frac{\text{charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation (kg/ha)}}{4400 \text{ kg/ha-an} \times 45 \text{ ans} \times 10^{-6}(\text{kg/mg})}.$$

1.4.2 Norme sur les amendements minéraux – Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels

La norme sur les amendements calciques ou magnésiens (ACM) provenant de procédés industriels (BNQ 0419-090, 30-09-1997) (Bureau de normalisation du Québec, 2000a) est une norme d'application volontaire. Actuellement, deux producteurs d'ACM ont fait certifier leurs produits (poussières de cimenterie). Quelques autres certifications sont présentement en cours.

Cette norme spécifie (i) les caractéristiques des ACM provenant de procédés industriels et (ii) les critères et les méthodes d'essai permettant d'évaluer ces caractéristiques. Elle s'applique aux produits et sous-produits industriels destinés à l'amendement des sols selon des principes agronomiques ou sylvicoles et provenant, entre autres, des activités suivantes : production du gaz acétylène, production de chaux, fabrication de pâte kraft, combustion des usines de pâtes et papiers, production des aciéries et fonderies de première fusion, fabrication du ciment Portland, broyage de pierres calcaires et production du magnésium. La norme inclut également la tenue d'un bilan de masse qui permet au BNQ de s'assurer qu'il n'y a pas de production illicite de mélanges (effectués à partir d'intrants non autorisés) et que la disposition de tous les produits est effectuée de façon adéquate (Clément Audet, BNQ, communication personnelle).

Les teneurs en contaminants des ACM doivent être telles que les valeurs obtenues en calculant le rapport *pouvoir neutralisant (PN) sur la concentration en contaminants exprimée en mg/kg m.s.*

doivent être supérieures aux rapports mentionnés ci-dessous (article 5.6 de la norme BNQ sur les composts):

As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
0,667	2,50	0,333	0,0472	0,0661	10,0	0,00400	2,50	0,278	0,100	3,57	0,0270

Le tableau I-15 présente, à titre d'exemple, les concentrations maximales permises dans les ACM en fonction de quatre valeurs de PN. Ces concentrations, déterminées à partir des rapports présentés ci-dessus, ont été établis en prenant le pouvoir neutralisant de 50% et la concentration maximale permise pour le compost de type B de la norme BNQ sur les composts, sauf pour le Mn qui correspond à un ajout maximal de 50 kg par période de 5 ans. On constate que pour un PN de 50%¹⁰ la concentration maximale permise correspond au critère C2 des *Critères provisoires* de 1997 du MENV (voir tableau I-7).

Tableau I – 15. Exemples de concentrations maximales de contaminants permises dans les amendements calciques ou magnésiens (ACM) selon la norme BNQ en fonction du pouvoir neutralisant

Contaminants	Concentrations maximales ¹			
	PN = 25 %	PN = 50 %	PN = 75 %	PN = 100 %
Arsenic	37 ²	(75) ²	(75) ²	(75) ²
Cadmium	10	20	(30) ²	(30) ²
Cobalt	75	150	225	300
Chrome	530	1 060	1 590	2 120
Cuivre	378	757	1 135	(1 500) ²
Mercure	2,5	5,0	7,5	10
Manganèse	6 250	12 500	18 750	25 000
Molybdène	10	20	30	40
Nickel	90	180	270	360 ³
Plomb	250	(500) ²	(500) ²	(500) ²
Sélénium	7	14	21	28
Zinc	926	1 850	2 778	(2 800) ²
Dioxines et furannes	27			

¹ Concentration exprimée en mg/kg m.s. sauf les dioxines et furannes (ng EQT/kg m.s).²

² Pour l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc, des concentrations maximales (75, 30, 1500, 500 et 2800 mg/kg m.s) ont été fixées pour des raisons de protection des sols agricoles ou forestiers relatives à l'entreposage (valeurs entre parenthèses).

³ Pour le nickel, la valeur maximale de 420 mg/kg m.s. s'appliquerait à des ACM dont le PN est plus élevé que 100%.

Des teneurs maximales en composés organiques semi-volatils (COSV) et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont également définies pour les poussières de four provenant de la fabrication du ciment Portland.

¹⁰ Le pouvoir neutralisant de 50% est équivalent à 50% du pouvoir neutralisant du CaCO₃ (chaux agricole).

Des mélanges de plusieurs ACM permis en vertu de cette norme peuvent être réalisés. Les analyses sont alors exigées seulement pour le mélange obtenu et non pour chacun des ingrédients du mélange.

1.4.3 Norme sur les biosolides municipaux granulés

Le BNQ a également élaboré une norme sur les biosolides municipaux granulés (BNQ 0413-400, 2000b). Au moment où cette section a été écrite, nous n'avions pas en main la version finale de la norme et les informations données ici sont donc basées sur le projet de norme. Toutefois, les modifications importantes apportées dans la norme finale nous ont été communiquées (Marc Hébert, communication personnelle) et sont prises en compte.

Cette norme spécifie les caractéristiques des biosolides municipaux granulés (BMG) provenant du traitement des eaux usées municipales ainsi que les critères et les méthodes permettant de les évaluer. Elle s'applique aux BMG obtenus après le séchage thermique et la granulation, et utilisés comme matière fertilisante. La teneur en eau d'un BMG ne doit pas dépasser 8% et la teneur en matière organique doit être d'au moins 40% (matière sèche). Les mises en garde sont spécifiques à leur usage et au contenu en contaminants.

Trois usages sont envisagés pour les BMG :

- Pour usage général (tout type de cultures sans exception, dont l'agriculture),
- Pour les cultures non alimentaires (tout type de cultures non destinées à l'alimentation humaine ou animale, par exemple l'horticulture, la sylviculture)
- Comme ingrédient d'un mélange d'engrais minéraux

Pour *un usage général*, la teneur maximale permise en cadmium (10 mg/kg) est plus faible que celles pour les autres usages. Elle correspond au sous-critère C2 des *Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes du MENV* qui s'applique aux sols agricoles (sauf pour le cuivre qui est supérieur à C2, soit 1000 mg/kg m.s.) (voir tableau I-7). Il n'y a cependant pas de restrictions en fonction du pH des sols agricoles lorsque la concentration de cadmium est supérieure à 5 mg/kg m.s (voir tableau I-7). La concentration maximale de dioxines/furannes permise pour un usage agricole correspond au sous-critère C2 de 27 pour épandage sur sols agricoles au-delà duquel on applique un délai de 5 ans avant pâturage ou récolte destinée à l'alimentation humaine (voir tableau I-7). Les limites d'épandage de 4,4 t m.s./ha-an ou de 8,8 t m.s./ha-2 ans doivent être précisées sur l'étiquette du produit. Elles correspondent à la limite de 22 t m.s./ha-5 ans des *Critères provisoires* de 1997. Une mise en garde doit stipuler que l'épandage de ce type de BMG n'est pas recommandé sur les sols agricoles dont la saturation en phosphore est supérieure à 10%.

Les teneurs maximales en contaminants permises *pour les cultures non alimentaires* sont plus permissives que pour les BMG à usage général et correspondent aux critères provisoires C2 pour usage non agricole. Les mêmes limites d'épandage de 4,4 t m.s./ha-an et de 8,8 t m.s./ha-2 ans sont précisées sur l'étiquette.

Pour les *BMG utilisés comme ingrédient d'un mélange d'engrais minéraux*, les concentrations maximales permises sont les mêmes que celles de la catégorie « cultures non alimentaires » (soit 20 mg Cd/kg et 100 ng EQT/kg). Cependant, lorsque des BMG sont utilisés dans des engrais composés pour des cultures destinés à l'alimentation animale ou humaine et que ces engrais contiennent plus de 33% de BMG, la concentration de dioxines/furannes dans les BMG ne doit pas dépasser 27 ng EQT/kg et la concentration de Cd doit être inférieure ou égale à 10 mg/kg. La proportion de BMG dans l'engrais composé est aussi fonction de la teneur en azote de l'engrais composé¹¹.

Les concentrations maximales de contaminants permises dans les BMG selon les usages sont présentées au tableau I-16.

Tableau I – 16. Concentrations maximales de contaminants permises dans les biosolides municipaux granulés (BMG) selon le type d'usage (norme BNQ)

Contaminants	Concentration maximale permises dans les BMG ^{1,2}		
	Usage général ³	Cultures non alimentaires ³	Ingrédient d'un mélange d'engrais minéraux
Arsenic	75	75	75
Cadmium	10	20	20
Cobalt	150	150	150
Chrome	1060	1060	1060
Cuivre	1000 ⁴	1000 ⁴	1000 ⁴
Mercure	5	5	5
Molybdène	20	20	20
Nickel	180	180	180
Plomb	500	500	500
Sélénium	14	14	14
Zinc	1850	1850	1850
Al + 0,5 Fe	100 000	100 000	100 000
Dioxines et furannes	27	100	100

¹ En mg/kg m.s. sauf pour les dioxines et furannes (ng EQT/kg m.s.).

² Les valeurs utilisées proviennent de la norme BNQ sur les composts, sauf celles pour Al + 0,5 Fe et pour les dioxines/furannes qui proviennent du MENV (1997) et celle du cuivre provenant d'un projet de norme européen.

³ Limite d'épandage permise de 4,4 t m.s./ha-an ou 8,8 t m.s./ha-2 ans.

⁴ La valeur retenue par la norme définitive (1000 mg/kg) est supérieure à la valeur présentée dans le projet de norme BNQ (757 mg/kg).

¹¹ La méthode mathématique permettant de tenir compte de la teneur en azote dans l'engrais est décrite en annexe de la norme définitive (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

1.5 Analyse des critères et normes québécois

1.5.1 Comparaison des critères et normes

Le tableau I-19 présente l'ensemble des critères et des normes qui s'appliquent aux différentes matières fertilisantes utilisées au Québec.

Critères du MENV (1991 vs 1997) pour les biosolides

Depuis 1991, la gestion de la valorisation des biosolides municipaux a évolué. Les biosolides qui ne sont pas certifiés par le BNQ (granulés ou composts) sont actuellement gérés par un CA en fonction des *Critères provisoires* de 1997, qui s'appliquent également à d'autres MRF (MENV, 1997). La récente norme concernant les biosolides municipaux granulés (BMG) permet donc désormais que la valorisation de ces biosolides soit exclue d'une demande de CA pour les BMG certifiés conformes (section I-1.4.3).

Les *Critères provisoires* de 1997 sont différents du guide pour la valorisation des biosolides municipaux de 1991 (MEF et MAPAQ, 1991) :

- Dorénavant, il n'est plus nécessaire de mesurer les concentrations de BPC dans les MRF (biosolides ou autres). Par contre, les concentrations de dioxines/furannes doivent maintenant être mesurées.
- Pour les métaux, les concentrations « souhaitables » et « maximales » (1991) ont été remplacées par les critères C1 et C2 (1997). Les valeurs de ces concentrations critères ont changé :
 - les concentrations critère C1 sont toutes inférieures aux concentrations souhaitables proposées en 1991, mais
 - les concentrations C2 sont soit supérieures (arsenic, cadmium pour usage non agricole), soit inférieures (cadmium pour usage agricole, cuivre, mercure, molybdène, sélénium, zinc), soit identiques (plomb, nickel) aux concentrations maximales de 1991. La limite d'épandage de 135 kg d'azote disponible/ha-5 ans de 1991 a été remplacée dans les *Critères provisoires* de 1997 par un taux maximal d'application de 22 t m.s./ha pour 5 ans pour les résidus de catégorie C2.
- La mesure des concentrations de contaminants dans les sols lorsque des boues contiennent des concentrations situées entre « souhaitables » et « maximales » n'a pas été reprise dans les *Critères provisoires* de 1997

Tableau I-17. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec

Contaminants	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS PERMISES DANS LES MATIÈRES FERTILISANTES, AMENDEMENTS ET TERREAUX ¹													
	Engrais ²	CRITÈRES DU MENV					NORMES DU BNQ							
		Guide de 1991 ³		Critères provisoires de 1997 ⁴			Composts ⁵		Amendements calciques et magnésiens ⁶				Biosolides municipaux granulés ⁷	
		Souhaitables	Maximales	C1	C2	Terreaux ⁴	AA et A	B	PN 25%	PN 50%	PN 75%	PN 100%	Usage Général	Non alimentaire et mélanges
Arsenic	75	15	30	13	75	12	13	75	37	75	75	75	75	75
Bore	-	100	200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	20	10	15	3	10 ⁸ (20)	1,4	3	20	10	20	30	30	10	20
Cobalt	150	50	100	-	-	30	34	150	75	150	225	300	150	150
Chrome	-	500	1000	210	1060	64	210	1060	530	1060	1590	2120	1060	1060
Cuivre	-	600	1000	100	757	62	100	757	378	757	1135	1500	1000 ¹⁷	1000 ¹⁷
Mercure	5	5	10	0,8	5	7	0,8	5	2,5	5	7,5	10	5	5
Manganèse	-	1500	3000	-	-	-	-	-	6250	12500	18750	25000	-	-
Molybdène	20	20	25	5	20	2,5	5	20	10	20	30	40	20	20
Nickel	180	100	180	62	180	50	62	180	90	180	270	360	180	180
Plomb	500	300	500	150	500	70	150	500	250	500	500	500	500	500
Sélénium	14	14	25	2	14	1,4	2	14	7	14	21	28	14	14
Zinc	1850	1750	2500	500	1850	200	500	1850	926	1850	2778	2800	1850	1850
BPC	-	-	3 (10) ⁹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioxines et furannes	-	-	-	17,0	27 ¹⁰ 50 ¹¹ 100 ¹²	7	-	-	27	27	27	27	27	100
Épandage ¹³	4,4	- ¹⁴	- ¹⁴	- ¹⁵	4,4 ¹⁵	n.p.	n.p.	4,4	- ¹⁶	- ¹⁶	- ¹⁶	- ¹⁶	4,4	4,4

n.p. : non précisé

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s., sauf pour les dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)

² Les concentrations sont tirées de Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996 et s'appliquent aux matières d'égouts traitées, composts et autres sous-produits (taux d'application= 4,4 t/ha-an). Des concentrations maximales plus élevées peuvent être permises lorsque le taux d'application est moins élevé que 4,4 t/ha-an.

³ Les concentrations sont tirées de MEF et MAPAQ, 1991 et s'appliquent aux boues municipales

⁴ Les concentrations sont tirées de MENV, 1997

⁵ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 1997

⁶ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 2000a

⁷ Les concentrations sont tirées de Bureau de normalisation du Québec, 2000b

⁸ Concentrations permises sur les sols agricoles

⁹ Si les concentrations de BPC sont supérieures à 3, mais inférieures à 10, les MRF doivent être incorporées superficiellement au sol.

¹⁰ Concentrations permises lorsque les sols sont destinés à la culture vivrière et au pâturage dans les 5 années suivant l'épandage

¹² Concentration permise pour les usages non agricoles

¹¹ Concentrations permises pour la culture de fourrage

¹⁴ Limite basée sur l'azote : 135 kg N disponible/5 ans

¹³ Les limites d'épandages sont exprimées en t m.s./ha-an

¹⁶ Limite agronomique

¹⁵ Limite agronomique basée sur le P et le N

¹⁷ La concentration maximale de cuivre permise dans les BMG (757 mg/kg dans le projet de norme) a été majorée à 1000 mg/kg m.s. lors de la parution de la version finale de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux granulés (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

Critères provisoires de 1997 et autres normes applicables aux MRF

Les *Critères provisoires* et les normes applicables aux MRF ont été élaborées selon des principes semblables.

Selon les informations que nous avons pu obtenir, il semble que les *critères C1* et les *normes du BNQ pour les composts AA et A* soient basés sur l'approche décrite à la section I-1.4.1.2.1. selon laquelle les concentrations acceptables de contaminants dans les composts de meilleure qualité sont déterminés à partir (i) de la valeur du 99^{ème} centile du contaminant des sols de trois provinces canadiennes ou (ii) de la meilleure technologie disponible.

Les *critères C2* et les *normes concernant les engrais et les composts B* auraient été élaborés à partir des charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation proposés par la *Circulaire à la profession T-4-93* du gouvernement canadien (Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996). Ces charges avaient été établies en 1980 par le gouvernement fédéral en permettant que les concentrations de métaux dans les sols agricoles augmentent de deux fois (arsenic, cadmium, nickel, molybdène), quatre fois (cobalt, cuivre, sélénium, zinc) et quatre à cinq fois (chrome, mercure, plomb) la concentration moyenne de métaux déjà présente (voir section I-1.2). Les concentrations limites ont été déterminées en assumant que le taux d'épandage ne dépassait pas 22 t m.s./ha-5 ans.

Les *normes du BNQ* qui s'appliquent aux *amendements calciques et magnésiens* (ACM) ont été élaborées à partir des critères C2. Ces critères ont été appliqués aux ACM ayant un pouvoir neutralisant (PN) de 50%. Le rapport entre les concentrations de contaminants permises par le critère C2 et le pouvoir neutralisant de 50% est extrapolé afin de définir les concentrations permises dans les ACM ayant un pouvoir neutralisant différent. Cet ajustement s'explique par le fait que le taux d'application des ACM est d'autant plus faible que le PN est élevé (et la concentration permise dans les ACM de fort PN est donc plus élevée que celle permise dans les ACM de faible PN, mais comme leur taux d'application est plus faible, la charge apportée est la même).

Les *normes du BNQ pour les BMG* destinés à un usage général (dont l'usage agricole) sont basées sur les critères C2 incluant un taux d'épandage maximal de 22 t m.s./ha-5 ans (sauf la concentration de cuivre permise de 1000 mg/kg m.s. dans les BMG qui est plus importante que le critère C2). Des concentrations plus élevées de cadmium et dioxines/furannes dans les BMG peuvent être permises lorsque ceux-ci sont mélangés à des engrais minéraux, mais lorsque ces engrais mélangés sont destinés à des cultures pour alimentation animale ou humaine et qu'ils contiennent plus du tiers de BMG, la concentration de cadmium et de dioxines/furannes dans les BMG doit respecter les concentrations limites pour usage agricole (soit 10 mg Cd/kg et 27 ng EQT/kg m.s.).

Les concentrations de contaminants permises dans les *terreux* sont différentes de celles permises par les autres critères et normes car les terreux sont considérés comme des sols. Les critères de certains contaminants applicables aux terreux sont basés sur les recommandations du CCME (1997) pour les sols agricoles (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, plomb et zinc).

A la lumière de l'ensemble de ces données, on constate une volonté d'uniformiser les critères et les normes. Des préoccupations environnementales visant à ne pas faire augmenter la concentration actuelle des contaminants dans les sols ont guidé le choix des critères C1 et des normes pour les composts de qualité AA et A. Toutefois, comme les concentrations effectivement mesurées dans les MRF visées par la valorisation sont souvent supérieures aux critères C1 pour quelques contaminants, des niveaux supérieurs aux critères C1 ont été établis à partir des charges cumulées de métaux permises dans les sols après 45 ans de fertilisation.

1.5.2 Suivi et responsabilités

Sans que notre recherche ait porté spécifiquement sur le suivi de la valorisation des MRF au Québec, on constate qu'il s'agit d'une mécanique complexe. Plusieurs acteurs sont présents et différents modes de valorisation des MRF sont possibles (*Critères provisoires*, norme fédérale (qui ne s'appliquent qu'aux produits vendus) ou normes du BNQ). Cependant, le suivi de la qualité et des taux d'application des MRF sur les parcelles constituent des aspects importants à mettre en place.

Les *Critères provisoires* de 1997 et les différentes normes en rapport avec les MRF considèrent un certain nombre de contaminants, soit ceux qui sont les plus présents dans les MRF. Certains incidents relatifs à la production d'odeurs nauséabondes de biosolides dont la qualité avait été modifiée à cause de changements de procédés, souligne l'importance d'être vigilant quant à la présence potentielle d'autres contaminants dans les MRF. En effet, ces incidents ont révélé que des modifications de procédés avaient été apportées mais n'avaient pas été signalées aux partenaires impliqués dans la valorisation par le producteur de MRF.

1.5.3 Comparaison des critères et normes québécois avec les critères des sols contaminés

Les niveaux de contamination des MRF permis par les critères C2 nous apparaissant élevés, nous les avons comparés avec les concentrations de contaminants correspondant aux critères A, B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV sur les sols contaminés (MENV, 1998).

Dans cette *Politique*, trois concentrations maximales acceptables (concentrations critères) sont définies. Les *critères A* correspondent aux concentrations bruit de fond pour les métaux, et aux limites de détection pour les composés organiques. Il faut noter que le domaine d'application de la *Politique* ne vise pas les terres agricoles. Toutefois, elle précise que, dans l'éventualité où un terrain serait réutilisé pour des fins agricoles, ces activités devraient être réalisés dans un sol propre, c'est-à-dire dans un sol respectant les critères A. Aussi, bien que les critères A ne soient pas des critères agricoles, ils peuvent être utilisés à titre indicatif comme outils de comparaison. Les concentrations *critères B* et *C* sont les concentrations maximales qui peuvent être tolérées

pour des sols à usage résidentiel, institutionnel ou récréatifs (critère B) et pour des sols à vocation commerciale ou industrielle (critère C). Si les concentrations mesurées dans un sol sont supérieures aux concentrations critères correspondant à l'usage du sol, le terrain doit être décontaminé pour être réutilisé¹².

Les données présentées dans le tableau I-18 indiquent que :

- (i) Les concentrations critère C1 et les concentrations permises dans le terreau, selon les critères provisoires de 1997, ainsi que les normes du BNQ pour les composts AA et A sont généralement situées entre les critères A et B, à l'exception de la concentration de dioxines/furannes (critère C1) qui est supérieure au critère B, et
- (ii) La plupart des concentrations de contaminants correspondant aux critères C2 et normes du BNQ pour les composts de qualité B, les amendements calciques ou magnésiens de PN compris entre 25 et 100%, et les biosolides municipaux granulés sont supérieures au critères B (cobalt, mercure, molybdène, nickel, dioxines/furannes) et/ou au critère C (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, sélénium, zinc).

Par conséquent, il s'avère que l'utilisation des MRF de catégorie C2 et des MRF conformes aux normes du BNQ conduise à apporter une matière fertilisante dont la concentration d'au moins un des contaminants cités dans le tableau I-18 est supérieure au critère B ou C défini par la *Politique* du MENV sur les sols contaminés (MENV, 1998). L'épandage de MRF répondant au critère C2, d'amendements calciques ou magnésiens (PN $\geq$ 50%) ou de BMG répondant aux normes du BNQ correspondrait à épandre, sur des sols agricoles, des matières fertilisantes dont le niveau de contamination est plus élevé que celui de sols contaminés qui, pour être utilisés à fin résidentielle, commerciale ou industrielle, devraient être décontaminés.

La comparaison des concentrations maximales permises dans des matières résiduelles fertilisantes valorisables en agriculture (et qui sont amenées à être diluées dans les sols) avec les concentrations permises dans des sols selon leur usage n'est pas absolue, puisqu'il ne s'agit pas d'une comparaison d'égal à égal (matière fertilisante vs sol). Toutefois, il nous semblait important que le lecteur puisse situer le niveau de contaminants permis dans les MRF par rapport à celui permis dans les sols réhabilités pour une vocation résidentielle, commerciale ou industrielle.

¹² À moins que, sur la base d'une évaluation de risque, des mesures de gestion du risque appropriées soient appliquées.

Tableau I-18. Comparaison des concentrations maximales permises dans les matières fertilisantes utilisés au Québec avec les critères québécois pour les sols contaminés

Contaminants	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS												
	CRITERES PROVISOIRES DU MENV, 1997 ¹			NORMES DU BNQ							CRITERES POUR LES SOLS CONTAMINES ⁵		
				Composts ²		Amendements calciques et magnésiens ³				BMG ⁴			
	C1	C2	Terreaux	AA et A	B	PN 25%	PN 50%	PN 75%	PN 100%	Usage Général	A	B	C
Arsenic	13	<u>75</u>	12	13	<u>75</u>	<u>37</u>	<u>75</u>	<u>75</u>	<u>75</u>	<u>75</u>	6	30	50
Cadmium	3	<u>10⁶ (20)</u>	1,4	3	<u>20</u>	<u>10</u>	<u>20</u>	<u>30</u>	<u>30</u>	<u>10 (20)¹⁰</u>	1,5	5	20
Cobalt	n.p.	n.p.	30	34	<u>150</u>	<u>75</u>	<u>150</u>	<u>225</u>	<u>300</u>	<u>150</u>	15	50	300
Chrome	210	<u>1060</u>	64	210	<u>1060</u>	<u>530</u>	<u>1060</u>	<u>1590</u>	<u>2120</u>	<u>1060</u>	85	250	800
Cuivre	100	<u>757</u>	62	100	<u>757</u>	<u>378</u>	<u>757</u>	<u>1135</u>	<u>1500</u>	<u>1000¹¹</u>	40	100	500
Mercure	0,8	<u>5</u>	7	0,8	<u>5</u>	<u>2,5</u>	<u>5</u>	<u>7,5</u>	<u>10</u>	<u>5</u>	0,2	2	10
Manganèse	n.p.	n.p.	n.p.	n.p.	n.p.	<u>6250</u>	<u>12500</u>	<u>18750</u>	<u>25000</u>	n.p.	770	1000	2200
Molybdène	5	<u>20</u>	2,5	5	<u>20</u>	<u>10</u>	<u>20</u>	<u>30</u>	<u>40</u>	<u>20</u>	2	10	40
Nickel	62	<u>180</u>	50	62	<u>180</u>	<u>90</u>	<u>180</u>	<u>270</u>	<u>360</u>	<u>180</u>	50	100	500
Plomb	150	500	70	150	500	250	500	500	500	500	50	500	1 000
Sélénium	2	<u>14</u>	1,4	2	<u>14</u>	<u>7</u>	<u>14</u>	<u>21</u>	<u>28</u>	<u>14</u>	1	3	10
Zinc	500	<u>1850</u>	200	500	<u>1850</u>	<u>926</u>	<u>1850</u>	<u>2778</u>	<u>2800</u>	<u>1850</u>	110	500	1 500
PCDD/F	17,0	<u>27⁷</u> <u>50⁸</u> <u>100⁹</u>	7	n.p.	n.p.	<u>27</u>	<u>27</u>	<u>27</u>	<u>27</u>	<u>27</u> <u>100¹⁰</u>	<2	15	750

n.p. : non précisé

Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s., sauf pour les dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)

¹ Selon MENV, 1997

² Selon Bureau de normalisation du Québec, 1997

³ Selon Bureau de normalisation du Québec, 2000a

⁴ Selon Bureau de normalisation du Québec, 2000b

⁵ Selon MENV, 1998

⁶ Pour usage agricole

⁷ Concentrations permise lorsque les sols sont destinés à la culture vivrière et au pâturage dans les 5 années suivant l'épandage

⁸ Concentrations permises pour la culture de fourrage

⁹ Concentration permise pour les usages non agricoles

¹⁰ Pour usage non alimentaire et mélanges

¹¹ La concentration maximale de cuivre permise dans les BMG a été majorée à 1000 mg/kg m.s. (au lieu de 757 mg/kg) lors de la parution de la version finale de la norme du BNQ sur les biosolides municipaux granulés (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

en gras : valeurs supérieures au critère B de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)

en gras et souligné : valeurs supérieures au critère C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998)

2 APERÇU DE LA RÉGLEMENTATION CONCERNANT LA FERTILISATION DES SOLS AGRICOLES PAR LES MRF DANS DIVERS PAYS

Note : dans un souci d'homogénéisation du texte, les termes boues et déchets, utilisés dans les textes originaux, ont été remplacés par les termes biosolides et MRF, respectivement, lorsque cela ne changeait pas le sens du texte.

La valorisation des MRF est pratiquée et réglementée depuis plusieurs années en Europe, aux États-Unis et dans d'autres provinces du Canada (Ontario). Toutes les réglementations reposent sur les mêmes principes fondamentaux, à savoir qu'une matière résiduelle (ou un déchet, selon la définition en vigueur dans le pays) ne peut être valorisée en agriculture que :

- Si elle a une valeur agronomique reconnue,
- Si sa valorisation ne porte atteinte ni à la santé humaine ou animale, ni à l'état phytosanitaire des cultures, ni à la qualité des sols et milieux aquatiques,
- Si elle respecte les concentrations maximales permises en contaminants et/ou les critères de charge cumulée apportées dans les sols ainsi que d'autres critères tels que pH, siccité, teneur en pathogènes, etc...

De plus, le sol fertilisé par des MRF doit répondre à certaines exigences qui sont très variables suivant les pays. Alors que certaines réglementations exigent la connaissance du niveau de contamination du sol, d'autres se contentent de fixer des critères relatifs aux caractéristiques agronomiques (pH, teneur en matière organique) ou à la topologie du terrain (pente, zone humide).

Généralement, les réglementations spécifient la concentration maximale de contaminants dans la MRF, la charge cumulée annuelle et/ou la charge cumulée maximale qui peuvent être apportées sur le sol traité, le taux maximal d'application ou l'algorithme permettant d'ajuster le taux d'application aux besoins de la culture, les niveaux d'organismes pathogènes acceptables, les distances à respecter entre le site d'épandage et les cours d'eau ou certains aménagements, le délai entre l'épandage et la récolte ou le pâturage, les périodes d'épandage et les caractéristiques du sol récepteur. Les règlements indiquent également la part de responsabilité qui incombe au producteur de MRF et à l'utilisateur.

Une synthèse des réglementations de divers pays est présentée ici. L'objectif de cette revue n'est pas de dresser un portrait exhaustif de toutes les réglementations et de tous les points de chaque réglementation, mais plutôt de dresser un portrait global des réglementations existantes pour permettre ensuite une comparaison avec les critères québécois (section I-3).

La réglementation américaine et européenne citée ici ne concerne que les boues de stations d'épuration, à l'exception de la réglementation du Maine, qui comprend également les agents chaulants et d'autres MRF. La réglementation ontarienne réfère à des déchets organiques traités¹³

¹³ Définis dans le Règlement 347 de l'Ontario.

qui comprennent les boues d'épuration municipales stabilisées (aussi appelées biosolides d'épuration) mais qui excluent les boues d'égouts septiques (eaux d'égouts transportées) et les matières résiduelles agricoles. Des matières résiduelles industrielles tels que les matières résiduelles de papetières sont donc incluses dans cette réglementation.

Les concentrations limites en contaminants et en organismes pathogènes et les apports maximaux autorisés sont présentés dans les tableaux I-19 à I-23. Afin de clarifier le texte, nous ne résumerons ici que les grandes lignes de la réglementation américaine et européenne qui peuvent être utiles à la comparaison avec les critères québécois en terme de risque à la santé humaine.

2.1 Résumé des grandes lignes de quelques réglementations

2.1.1 Réglementation américaine

La réglementation fédérale doit être respectée dans tous les États, mais chaque État peut établir des critères plus restrictifs.

2.1.1.1 Réglementation fédérale

La Loi fédérale des États-Unis relative à la valorisation des biosolides (Federal Register (1993) remis à jour en 1999 (Federal Register vol. 64(149), 4 août 1999)), concerne la valorisation des biosolides municipaux contenant moins de 50 mg/kg de biphényles polychlorés (BPC). En décembre 1999, l'USEPA a proposé un amendement^{14,15} à cette réglementation qui propose une concentration limite de 300 ng EQT/kg m.s. pour les composés « dioxin-like » (dioxines/furannes et BPC coplanaires). Bien que cet amendement ne soit pas encore accepté officiellement, les critères proposés seront relatés ici. Les évaluations de risques à la santé ayant servi de base à la réglementation concernant les métaux et l'amendement concernant les dioxines/furannes et BPC ont été détaillées dans la section V-1.

Les grandes lignes de la réglementation américaine sur les biosolides municipaux sont les suivantes :

- Aucun biosolide ne peut être épandu sur un sol si la concentration limite maximale (« *concentration plafond* », tableau I-19) d'au moins un contaminant est dépassée.
- Si un biosolide en vrac est appliqué sur un sol agricole, en forêt, sur un site fréquenté par le public ou un site en cours de réhabilitation, alors soit la charge cumulée ne doit pas dépasser la *charge cumulée maximale* (tableau I-21), soit la concentration de chaque contaminant doit être inférieure à la concentration spécifiée pour les *biosolides de haute qualité* (HQ) (tableau I-19). Les concentrations mensuelles moyennes en contaminants inorganiques (biosolides HQ) ne sont respectées que si

¹⁴ Disponible sur (<http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/1999/December/Day-23/w33033.htm>).

¹⁵ L'évaluation du risque utilisée pour établir cette réglementation a été effectuée pour 7 congénères de dioxines, 10 congénères de furannes et 4 BPC coplanaires, mais la réglementation proposée concerne 29 congénères (7 congénères de dioxines, 10 congénères de furannes et 12 congénères de BPC coplanaires).

toutes les concentrations individuelles mesurées dans le biosolide y sont inférieures ou égales.

- Pour les biosolides vendus ou donnés dans un sac ou autre contenant pour application sur le sol, soit les critères de concentration correspondant aux biosolides HQ doivent être respectés, soit la charge annuelle ne doit pas dépasser la *charge annuelle maximale* indiquée dans le tableau I - 22. Seuls les biosolides HQ peuvent être utilisés sur une pelouse ou un jardin familial.
- Les biosolides ne répondant pas aux critères HQ ne peuvent être épandus que si le sol récepteur n'a jamais reçu de biosolides non HQ, ou si les quantités de contaminant apportées par des biosolides non HQ sont connues et inférieures à la charge maximale autorisée. Par contre, s'il est connu que le sol a reçu des biosolides non HQ et si au moins une des charges maximales a été atteinte, ou si la charge de contaminants apportée par ces biosolides n'est pas connue, alors le sol ne peut plus recevoir de biosolides qui ne sont pas HQ. Cependant, des biosolides HQ peuvent être épandus sans aucune limitation.
- La réglementation fédérale ne fixe pas de taux d'application maximal. Il est simplement précisé que le taux d'application doit répondre aux besoins agronomiques.

La *charge cumulée maximale* (CCM, en kg/ha) est la quantité maximale de contaminant qui peut être apportée sur un sol pour une période de 100 ans. Pour les biosolides emballés en petites unités (vendus ou donnés dans un sac ou un autre contenant) en vue d'une application sur un sol, une *charge annuelle maximale* de contaminant (CAM, en kg/ha-an) a été calculée. Cette charge annuelle est dérivée de la charge cumulée maximale en considérant que la durée de vie du site est de 20 ans ($CA = CCM \times (100/20)$) car « il est improbable que des biosolides soient appliqués pendant plus de 20 années consécutives sur une pelouse, un jardin potager ou un site au contact du public » (U.S.EPA, 1992b). Par conséquent, la charge annuelle permise est 5 fois plus élevée que la charge annuelle dérivée de la charge cumulée maximale (soit $CCM/100$).

Les concentrations permises dans les biosolides de haute qualité sont basées sur les résultats de l'évaluation de risque (détaillée dans la section V-1.3). Les concentrations sont dérivées de la CCM en utilisant un taux d'application annuel (TAA) de 10 t m.s./ha-an et une durée de vie du site de 100 ans ($\text{concentration} = CCM / (100 \text{ ans} \times 10 \text{ t/ha} \times 0,001)$).

La figure I – 1 résume les exigences et les possibilités de la valorisation des biosolides municipaux aux États-Unis selon la Loi fédérale, quelle que soit la vocation du sol récepteur (agricole, sylvicole, récréative, etc...)

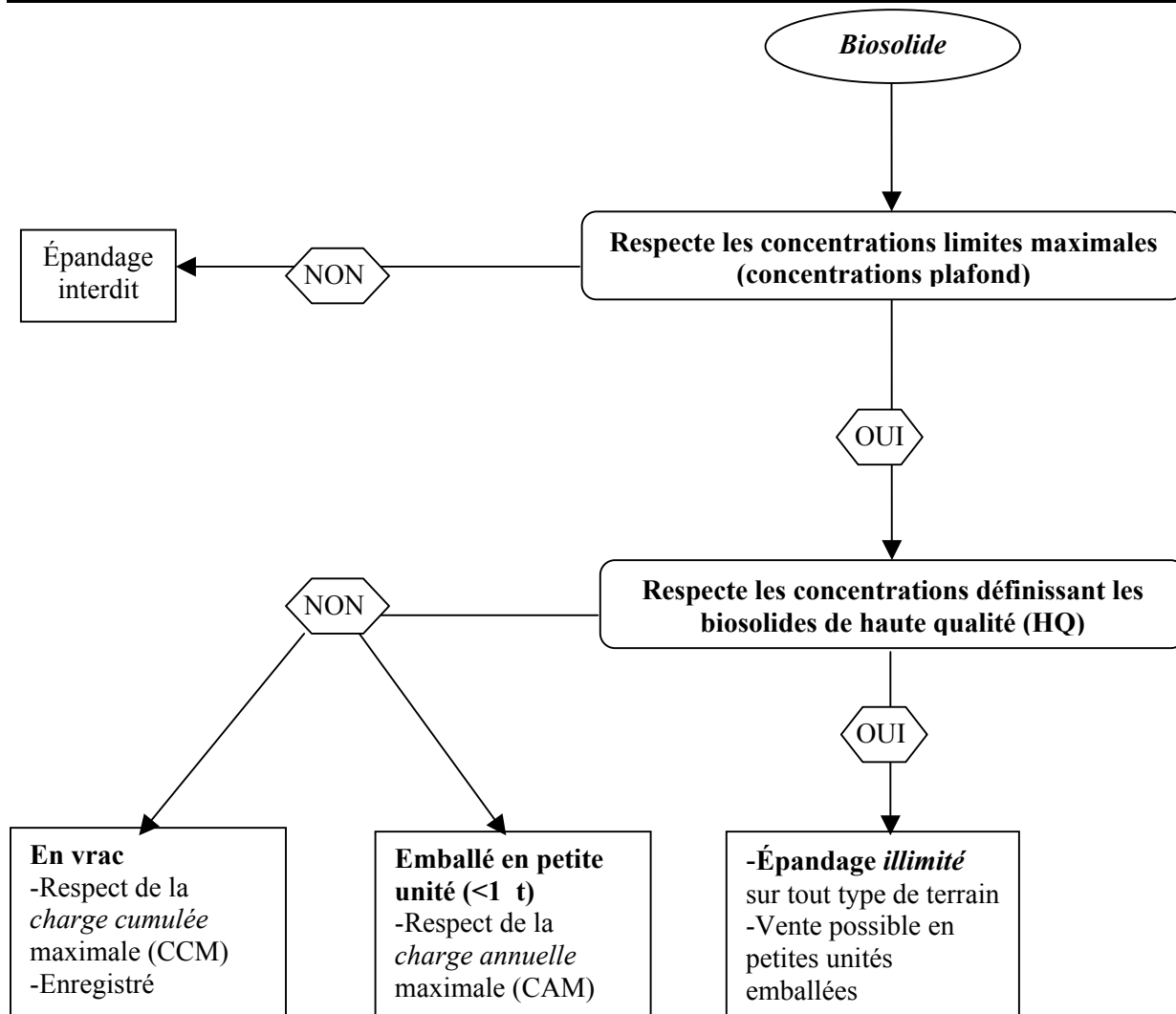


Figure I – 1. Représentation schématique du processus de sélection des biosolides valorisés aux États-Unis selon la réglementation fédérale

Pour les sites d'épandage de type non agricole, la durée de vie du site a été estimée en utilisant les concentrations des biosolides de HQ et un TAA de 26, 18 et 74 t m.s./ha-an pour les forêts, les sites au contact du public et les sites en cours de réhabilitation. Ces taux proviennent de la NSSS¹⁶ et selon l'USEPA, il ne serait pas vraisemblable qu'ils soient dépassés. La durée de vie des sites obtenue à partir de ces données est de 38, 55 et 13 ans pour les forêts, les sites au contact du public et les sites en cours de réhabilitation, respectivement. Cela veut dire que si les biosolides HQ sont épandus aux taux d'application indiqués, la charge cumulée maximale sera atteinte au bout de 38, 55 et 13 ans.

¹⁶ La NSSS est une étude réalisée en 1988-89 visant à caractériser les boues de stations d'épuration américaines provenant de 180 usines de traitement.

Ces résultats satisfont l'USEPA qui considère que ces périodes sont suffisamment longues pour que l'activité associée au terrain en question soit terminée. Par exemple, une réhabilitation se fait en général sur 5 ans. Cela signifie également que la charge cumulée maximale pour au moins un des contaminants sera atteinte très rapidement. De plus, la réglementation n'est pas très claire quant au statut du site lors du changement de sa vocation. En effet, la quantité de biosolides HQ appliquée n'est pas connue (pas de registre tenu pour ce type de boue) et il n'est pas évident que les registres concernant la charge de biosolides non HQ soient conservés lorsque la vie d'un site pour une vocation donnée est terminée. Étant donné que la réglementation ne demande pas d'analyse de sol avant épandage, il pourrait donc être possible que des biosolides soient épandus sur un sol ayant déjà atteint la charge cumulée maximale pour au moins un contaminant.

2.1.1.2 Réglementation spécifique de quelques États américains

La loi fédérale s'applique dans tous les États, mais chaque État peut mettre en application des règlements plus sévères ou plus complets sur son propre territoire. Nous ne citerons ici que l'exemple de l'Oklahoma (Oklahoma department of environmental quality, 1998), de l'Ohio (State of Ohio Environmental Protection Agency, 1998) et du Maine (Department of Environmental protection (Maine), 1999).

REGLEMENTATION EN OHIO

Caractéristiques du biosolide :

- Si le biosolide ne respecte pas les critères des biosolides HQ (les concentrations mensuelles moyennes doivent toutes être inférieures aux concentrations fixées par la réglementation fédérale), la charge cumulée apportée ne doit pas dépasser la charge cumulée maximale (sur la base des épandages déjà faits sur cette parcelle et enregistrés); si le biosolide respecte les concentrations mensuelles, il n'y a pas de charge maximale.
- Des analyses de dioxines/furannes (concernant les biosolides produits dans les derniers 6 mois) doivent aussi être fournies pour toute nouvelle demande d'un producteur de biosolide.
- Les fréquences d'échantillonnage du biosolide sont plus rapprochées que celles préconisées par la réglementation fédérale.

Caractéristiques du sol avant/après épandage :

- Si les biosolides ne respectent pas les concentrations mensuelles moyennes fixées par la réglementation fédérale (HQ), les teneurs en métaux devront être mesurées dans les sols avant épandage.
- Après épandage, le pH du sol doit être supérieur à 5,5.

- Des limitations peuvent s'appliquer en fonction des caractéristiques de sols (sableux, argileux), de leur profondeur, de la profondeur des nappes aquifères et de la saturation en eau du sol.
- Un échantillon composite de sol doit représenter moins de 6-8 hectares uniformes.

Taux d'application maximal :

- Le taux d'application maximal est de 11,2 t m.s./ha-an s'il y a une seule récolte dans l'année. S'il y a plus d'une récolte, le maximum est de 22,4 t m.s./ha-année.
- Pour les biosolides de siccité <15%, le taux d'application, exprimé en matière humide, est de 38 m³/ha pour les applications en surface et 95 m³/ha pour injection ou incorporation immédiate dans les sols.

Restrictions :

- Les distances à respecter pour les biosolides qui ne sont pas de haute qualité sont différentes des distances fédérales et dépendent de la siccité et du mode d'injection. Les quantités quotidiennes maximales de biosolides liquides (siccité <15 %) applicables sont également mentionnées.
- Si la pente du terrain est >12%, l'épandage est interdit. Si la pente est comprise entre 6 et 12%, l'épandage est autorisé à condition que plus de 80% du sol soit couvert.
- L'application en forêt n'est permise ni à la fin de l'été, ni en automne car elle pourrait provoquer un regain de croissance fatal aux arbres avant l'hiver.
- Plusieurs restrictions supplémentaires à celles décrites dans la Loi fédérale s'appliquent à l'entreposage.

Suivi :

- Des rapports mensuel, trimestriel et annuel doivent être transmis régulièrement. Le rapport mensuel doit indiquer les concentrations en contaminants et en pathogènes mesurées dans les biosolides et la charge de polluant appliquée sur chaque parcelle au cours du mois.
- Les formulaires d'engagements signés par les partenaires rappellent les restrictions qui s'appliquent à l'épandage, à l'utilisation des terrains et aux récoltes (Annexe I-A).

REGLEMENTATION EN OKLAHOMA

- Il est interdit d'épandre des biosolides contenant 10 mg ou plus de BPC par kg de matière sèche.
- Si le pH du sol est inférieur à 5,5, le sol doit obligatoirement être amendé pour augmenter le pH avant l'application de biosolides et la preuve de l'amendement doit être fournie dans le registre légal.

- L'échantillonnage des sols avant la première application et pour le suivi annuel doit être effectué sur des parcelles de 32 ha ou moins. Avant un premier épandage, les teneurs en métaux, le pH et les éléments majeurs doivent être mesurés dans chaque parcelle.
- Avant chaque nouvel épandage (année suivante), le pH et les éléments majeurs doivent être à nouveau mesurés dans le sol.
- Tous les trois ans, soit avant la quatrième année d'épandage, les métaux doivent être mesurés.

REGLEMENTATION DANS LE MAINE

La réglementation du Maine s'applique à toutes les MRF dont le rapport C/N est inférieur à 25 et dont la concentration d'au moins un contaminant est supérieure à la concentration dite « screening » (tableau I-19). Lorsque la concentration d'au moins un contaminant dépasse la concentration limite maximale fixée par le Maine (tableau I-19), les MRF ne peuvent être utilisées ni seules, ni en mélange. La réglementation concerne les biosolides (biosolides municipaux ou autres) et les agents chaulants (cendres et autres).

Le sol doit être analysé avant le premier épandage puis régulièrement. Les concentrations de métaux doivent être inférieures aux concentrations précisées dans le tableau I-24.

Le taux d'application est déterminé à partir des besoins en azote et en phosphore. Pour les amendements alcalins, le taux d'application maximal est de 1,21 tonne d'équivalent CaCO_3 par hectare et par an.

Les distances à respecter vis-à-vis des points d'eau douce ou marine varient en fonction de la pente du terrain et de la nature (boisée ou non) de la zone tampon (zone située entre le terrain traité et le point d'eau). Il est interdit de pratiquer des épandages dans des zones inondables (zones inondées dans le dernier siècle). Les délais à respecter sont semblables à ceux demandés par le fédéral.

2.1.2 Lignes directrices de la communauté économique européenne (CEE) et réglementation dans quelques pays membres

Les lignes directrices de la CEE doivent être respectées par tous les pays membres. Cependant, chaque pays peut émettre des restrictions plus sévères ou plus complètes concernant l'utilisation des MRF sur son territoire.

2.1.2.1 Directives de la CEE

Les lignes directrices de la CEE (Directive¹⁷ 86/278/CEE du conseil du 12 juin 1986) indiquent les concentrations maximales et les charges cumulées maximales acceptables sur les sols. Si le

¹⁷ Actuellement en cours de révision (Marc Hébert, communication personnelle)

pH du sol est inférieur à 6, il est recommandé que ces limites soient rendues plus sévères. Les lignes directrices stipulent également la nécessité du suivi (tenue de registres) et donnent les références des méthodes d'échantillonnage et d'analyse qui doivent être suivies. Les échantillons de sol doivent être constitués de 25 carottes prélevées sur une surface inférieure ou égale à 5 ha, exploitée de façon homogène, sur une profondeur de 25 cm.

Pour la plupart des biosolides valorisés (exceptés ceux provenant de petites stations de traitement d'eaux usées domestiques), la concentration de contaminants dans les sols ainsi que d'autres caractéristiques doivent être mesurées avant épandage. Des critères et des conditions plus restrictives peuvent être mises en place par les pays membres.

Nous n'avons pas consulté beaucoup de textes légaux européens à cause de la limite fixée par la langue. C'est pourquoi nous ne présentons ici que la réglementation française, et quelques détails de la réglementation belge¹⁸ (wallone, dans les tableaux seulement). Les renseignements concernant les autres pays ont été tirés de Matthews (1996) et de Duvaud et coll. (1999) et sont présentés dans les tableaux I-19 à I-24.

2.1.2.2 Réglementation française

Les sources utilisées sont les suivantes : décret 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées (JO du 10-12-1997) et ses amendements (arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles (JO du 31-01-1998); arrêté du 17 août 1998 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation). Les données résumées dans les tableaux I-19 à I-22 proviennent de la dernière mise à jour de la réglementation française¹⁹.

Caractéristiques des biosolides :

- Les biosolides sont analysés à une fréquence différente la première année et lorsque leur qualité est susceptible d'être modifiée, et en routine. Les paramètres analysés comprennent : valeur agronomique, métaux, composés organiques, siccité et tout autre élément chimique ou biologique si suspecté d'être présent.
- Le pH des biosolides doit être supérieur à 6,5. Le pH du sol récepteur doit être supérieur à 6 après l'épandage, sauf si, *simultanément*, le pH du sol est supérieur à 5, les biosolides ont reçu un traitement à la chaux et la charge cumulée de contaminants sur 10 ans est inférieure aux valeurs du tableau I – 21.
- Pour les épandages sur pâturage, le sélénium sera mesuré si la valeur dépasse 25 mg/kg la première année, ou si une nouvelle source de contamination apparaît.

¹⁸ Législation wallone relative à la réglementation de l'utilisation, sur ou dans les sols, de boues d'épuration ou de boues issues de centres de traitement de gadoues de fosses septiques (12 janvier 1995).

¹⁹ Les textes de Lois et décrets peuvent être obtenus à l'adresse suivante : <http://www.admi.net/jo/>

- Le mélange des biosolides provenant d'installations de traitement distinctes est interdit. Des mélanges de biosolides entre eux ou avec des matières résiduelles (pour améliorer la qualité fertilisante) peuvent être autorisés uniquement si les différents biosolides répondent *individuellement* aux critères de qualité. Des modalités particulières de surveillance sont mises en place pour connaître à tout moment la qualité des différents constituants, leur provenance et leur origine.
- Les résultats des analyses concernant la teneur en contaminants organiques et inorganiques doivent être connus avant l'épandage.
- La méthode d'échantillonnage des biosolides est détaillée²⁰ pour biosolides liquides et biosolides solides.

Caractéristiques des sols :

- Les sols doivent être analysés (éléments trace et pH) sur chaque point de référence après l'ultime épandage et au minimum tous les dix ans.
- L'échantillonnage doit être effectué en fin de culture et avant le labour précédant la mise en culture suivante ou avant un nouvel épandage de biosolides. Un délai suffisant doit être accordé pour permettre l'intégration de l'engrais au sol. Les prélèvements doivent être faits à la même époque de l'année que la première analyse. Seize prélèvements doivent être faits au hasard dans le cercle d'un rayon de 7,5 m autour du point de référence repéré par ses coordonnées Lambert.

Limites agronomiques :

- L'apport azoté ne doit pas dépasser (en N) 350 kg/ha-an (prairies en place toute l'année et en pleine production), 200 kg/ha-an (autres cultures sauf légumineuses) ou 0 (aucun apport azoté) pour les légumineuses. Ces apports concernent toutes les sources confondues (organiques ou inorganiques).

²⁰ *Échantillonnage en continu* : les échantillons représentatifs soumis à analyse (500 g à 1 kg de m.s.) sont constitués de 25 prélèvements élémentaires espacés régulièrement entre deux envois au labo. Chaque prélèvement élémentaire doit contenir au moins 50 g de matière sèche et tous doivent être identiques. Les conditions de conservation et d'homogénéisation sont définies.

Échantillonnage sur un lot : les échantillons représentatifs soumis à analyse sont constitués de 25 prélèvements élémentaires uniformément répartis en différents points et différentes profondeurs du lot de boues destinées à être épandues. Utilisation d'une sonde en dehors de la croûte de surface et des zones où une accumulation d'eau s'est produite. L'échantillon final représente environ 1 kg.

Échantillonnage de boues liquides : les échantillonnages doivent être effectués après homogénéisation par recirculation ou agitation mécanique d'une durée de 30 min à 2 hrs et consister en 4 séries de 5 prélèvements élémentaires de 2 L pris à des hauteurs et des points différents. Les prélèvements élémentaires sont mélangés, homogénéisés et réduits à un échantillon global d'un volume minimum de 2 L.

2.1.3 Directives de l'Ontario

Note : la réglementation canadienne relative aux engrais et les critères et normes en vigueur au Québec ont été présentés dans la section I-1.

Les directives de l'Ontario (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et Ministère de l'Agriculture, 1996) précisent les critères et les responsabilités des intervenants de la valorisation agricole des matières résiduelles. Des informations particulières sont demandées pour la valorisation de matières résiduelles autres que les biosolides municipaux (annexe I-B). Les lignes directrices relatives aux grands points de la valorisation sont les suivantes :

Caractéristiques des MRF :

- Il est obligatoire de connaître la teneur en phosphore dans les biosolides municipaux et autres MRF (P soluble dans l'acide).
- Pour les biosolides de digestion anaérobie, un ratio azote ammoniacal/métaux doit être respecté pour application sur les terres agricoles. Pour les autres biosolides municipaux et MRF, des teneurs limites en métaux doivent être respectées.
- Une préoccupation particulière est portée sur le sodium, qui est fortement présent dans les MRF de l'industrie de la transformation alimentaire et sur le bore. Des apports maximaux annuels de 200 et 500 kg Na/ha ont été retenus pour les sables et loams sableux et pour les sols organiques, loams, loams argileux et argiles, respectivement. Pour les cultures sensibles au bore, l'apport maximal annuel est de 1 kg/ha et la concentration maximale dans les sols est de 1,0 mg/kg.
- Les MRF doivent avoir un pH compris entre 6,0 et 8,5.
- Actuellement, aucun critère n'a été établi en Ontario pour les contaminants organiques.
- Des MRF qui ne respectent pas les critères peuvent être mélangées avec des MRF moins fortement contaminées et le mélange peut être utilisé en agriculture s'il est homogène et s'il respecte les critères.
- Les teneurs en azote ammoniacal et nitrique doivent être déterminées à une fréquence suffisante pour que la marge d'erreur soit inférieure à 25%. Les protocoles d'échantillonnage et d'analyse sont précisés en annexe des directives.

Caractéristiques des sols :

- Pour pouvoir recevoir des MRF, les sols doivent répondre à un certain nombre de critères en terme de teneur en métaux (concentrations limites), de richesse en matière organique et de pH (pH >6,0). L'analyse des sols pour ces critères est obligatoire avant tout épandage (tous les trois ans). Des critères topographiques sont aussi pris en compte (voir tableau I-25).

Taux d'application :

- Les taux d'application sont déterminés en fonction des besoins de la culture en éléments nutritifs. Quels que soient les besoins, le taux d'application d'azote assimilable par les plantes

provenant de biosolides municipaux ne doit pas dépasser 135 kg N/ha sur une période de 5 ans, ou sur une période de 4 ans pour le gazon.

- Les taux d'application sont calculés de manière différente selon la nature de la matière résiduelle. Le taux d'application des biosolides municipaux de digestion anaérobie sont calculés à partir des besoins en azote et la seule limite est celle citée dans l'alinéa précédent. Pour les biosolides municipaux de digestion aérobie, déshydratés et asséchés, le taux d'application doit être inférieur à 8 t m.s./ha pour 5 ans. Pour les autres MRF, le taux d'application est déterminé au cas par cas.

Restrictions :

- Les restrictions d'épandage et les délais à respecter sont présentés dans les tableaux I-25 et I-28. Des délais plus courts peuvent s'appliquer si les teneurs en pathogènes sont moindres que celles observées dans les biosolides municipaux.

Suivi :

- Étant donné les risques à long terme encourus par la pratique de valorisation agricole des MRF, la directive indique que les critères présentés devront être revus à la baisse afin de ne pas atteindre trop rapidement les concentrations limites acceptables dans les sols (25 à 55 ans selon les critères actuels). Les critères (teneur dans les MRF) proposés à long terme sont en général 4-5 fois plus restrictifs que les critères actuels, sauf pour le cadmium (8,5 fois), le mercure (7,5 fois) et le molybdène (78 fois).

Responsabilités :

- Tous les intervenants dans le processus de la valorisation (du producteur de MRF à l'agriculteur) ont le devoir et le droit de s'assurer que l'utilisation finale des MRF est faite convenablement et de manière écologique.
- Les exploitants de stations d'épuration doivent tenir les registres comportant l'emplacement de tous les champs recevant de leurs biosolides, les quantités appliquées sur chaque champ ainsi que les analyses réalisées sur leurs biosolides. Ils doivent fournir au transporteur un rapport précisant la teneur moyenne du biosolide en éléments nutritifs. Ils doivent aussi, sur demande, fournir à l'agriculteur la quantité annuelle moyenne de métaux contenue dans ses biosolides. Ils doivent aussi s'assurer que le nombre d'échantillons est suffisant pour que les résultats soient représentatifs, que les taux d'application sont respectés, que des mesures d'urgences sont prêtes pour intervenir au cas où les biosolides ne répondraient plus aux critères de qualité ou au cas où l'épandage serait rendu impossible (prévision de méthodes de traitement, d'élimination et de stockage de remplacement). Si la qualité des biosolides a changé, l'agriculteur doit en être informé.
- Les producteurs de MRF autres que des biosolides municipaux doivent donner une description des constituants spécifiques de ces MRF et du procédé industriel ou de fabrication dont elles sont issues, ainsi que toute information complémentaire pouvant avoir une influence sur leurs caractéristiques (annexe I-B). Les analyses doivent être faites par un

laboratoire indépendant. Un agronome doit établir toutes les mesures à prendre pour réaliser la fertilisation dans le respect de cette directive et dans le respect de l'environnement.

- Les épandeurs de MRF doivent respecter le taux d'application maximal d'azote (135 kg N/ha-5 ans) dans tous les cas et ils doivent pratiquer des épandages uniformes. Les taux de métaux et d'éléments nutritifs appliqués ne doivent pas dépasser les valeurs inscrites sur le certificat d'autorisation. L'épandeur se doit de respecter toutes les distances de sécurité et de se conformer à toutes les exigences du site. Il doit s'assurer qu'un rapport est transmis à l'agriculteur (contenant les caractéristiques des MRF, les restrictions et les données relatives à l'épandage).
- L'agriculteur doit travailler conjointement avec le producteur de MRF pour établir le programme de fertilisation par les MRF. Il a en tout temps le droit de faire cesser ou de refuser l'épandage. Il est responsable du respect des délais d'attente appropriés entre l'épandage et la mise en culture ou en pâturage.

2.2 Critères concernant les biosolides municipaux

2.2.1 Teneurs en contaminants

Toutes les réglementations portant sur la valorisation des biosolides concernent les contaminants inorganiques mais quelques pays considèrent aussi les contaminants organiques. Les limites sont exprimées en termes de concentrations maximales acceptables dans les biosolides²¹ (tableaux I-19 et I-20).

Les *concentrations de contaminants* les plus permissives sont celles autorisées par les États-Unis, l'Espagne et l'Ontario. Les concentrations permises dans le Maine pour les biosolides sont assez semblables aux concentrations fixées par le gouvernement fédéral des États-Unis, mais toutes les concentrations limites maximales n'ont pas été entérinées par cet État. Par contre, les concentrations permises dans cet État pour les agents chaulants sont très élevées. Les concentrations permises en Ontario²² se situent souvent entre les concentrations plafond et les concentrations HQ américaines, voire au dessus (la concentration de plomb permise dans ces deux réglementations est largement supérieure à la concentration plafond des États-Unis).

Les concentrations de métaux les plus sévères sont celles permises par les Pays-bas (chrome, cuivre, mercure), l'Allemagne (nickel), l'Australie (plomb, sélénium), l'Autriche (molybdène) et le Danemark (cadmium).

Certaines réglementations ont également publié des *charges cumulées maximales* qui peuvent être différentes des charges cumulées maximales obtenues par le produit : concentration maximale × taux d'application maximal. Les *charges annuelles maximales* les plus permissives

²¹ La réglementation du Maine précise aussi une concentration «screening» en dessous de laquelle il n'y aurait pas de contrôle de l'épandage.

²² Étant donné le caractère complexe des concentrations permises pour les biosolides de digestion anaérobie, nous avons uniquement considéré les biosolides et autres déchets de digestion aérobie.

sont celles des États-Unis, qui sont généralement supérieures à celles permises dans les autres pays par un à deux ordres de grandeur. Les tableaux I-21 et I-22 comparent les charges cumulés maximales et les charges annuelles maximales de contaminants provenant de MRF qui sont autorisées dans divers pays.

Tableau I-19. Concentrations limites en métaux dans les MRF valorisées dans divers pays

Métaux	Afrique du sud	Allemagne		Australie ¹				Autriche ⁶	Belgique		Canada	CEE	Chine	
		pH du sol		Classe					Flandres	Wallonie			pH des biosolides	
		5-6	>6	A ²	B ³	C ⁴	D ⁵						<6,5	>6,5
Arsenic	15	-	-	20	20	20	20	10-20			7.5		75	75
Bore	80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150	150
Cadmium		5	10	3	5	20	32	(2)-5-10	6	10	20	20-40	5	20
Chrome	1750	900	900	100	250	500	500	(100)-400-500	250	500		1000-1500	600	2000
Cobalt	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-	-
Cuivre	-	800	800	150	150	420	500	(100)-400-500	375	600		1000-1750	250	500
Mercure	-	8	8	1	4	15	19	(2)-7-10	5	10	5	16-25	5	15
Molybdène	25							20	-	-	20	-	-	-
Nickel	-	200	200	60	125	270	300	25-80-100	50	100	180	300-400	100	20
Plomb	400	900	900	60	125	270	300	-	300	500	500	750-1200	300	1000
Sélénium	15	-	-	5	8	50	90	-	-	-	14	-	-	-
Zinc	-	2000	2500	200	700	2500	3500	(1000)-1600-2000	900	2000	1850	2500-4000	500	1000

Concentrations exprimées en (mg/kg m.s.)

¹ Les classes A-D réfèrent à la fois à la concentration en contaminants et au degré de stabilisation des biosolides. Dans le cadre de cette revue, seule la classe relative aux contaminants est mentionnée.² Utilisable sans restriction.

³ Utilisable sans restriction sauf sur pelouses et jardins privés.

⁴ Utilisable en agriculture, sylviculture, revégétalisation de sites.

⁵ Utilisable en sylviculture et revégétalisation uniquement.

⁶ Valeurs minimales et maximales permises dans les différents États. Les valeurs entre parenthèses sont les valeurs qui étaient prévues dans la nouvelle réglementation en Burgenland lors de la publication de Matthews (1996).

Tableau I-19 (suite). Concentrations limites en métaux dans les MRF valorisées dans divers pays

Métaux	Danemark	Espagne		États-Unis		Finlande		France ¹ ₃	Irlande	Italie	Japon	Luxembourg
		pH sol		Conc. Plafond ⁷	Conc. Moy mensuelle «HQ» ⁸⁻⁹⁻¹⁰⁻¹¹	Bioso- lides	Mélan- ges ¹²					
		<7	>7									
Arsenic	-	-	-	75	41	-	-	-	-	-	50	-
Bore	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	0,8	20	40	85	39	1,5	3	10-15*	20	20	5	20-40
Chrome	100	1000	1500	3000	1200	300	300	1000	-	-	-	1000-1750
Cobalt	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-
Cuivre	1000	1000	1750	4300	1500	600	600	1000	1000	1000		1000-1750
Mercure	0,8	16	25	57	17	1	2	10	16	10	2	16-25
Molybdène	-	-	-	75	18	-	-	-	-	-	-	-
Nickel	30	300	400	420	420	100	100	200	300	300	-	300-400
Plomb	120	750	1200	840	300	100	150	800	750	750	-	750-1200
Sélénium	-	-	-	100	36	-	-	-	-	-	-	-
Zinc	4000	2500	4000	7500	2800	1500	1500	3000	2500	2500	-	2500-4000

Concentrations exprimées en mg/kg m.s.

⁷ S'applique à toutes les biosolides (vrac ou vendus en petites unités). Calculé pour 100 ans d'épandage annuel à raison de 10 t m.s./ha-an (sur sol agricole) avec des biosolides ayant les concentrations du 99^{ème} centile de la NSSS.

⁸ "HQ" pour "haute qualité". La concentration limite est respectée si la moyenne arithmétique de toutes les concentrations mesurées pendant le mois y sont inférieures. Un biosolide de haute qualité doit aussi respecter les critères de classe A pour les pathogènes et être conforme aux exigences de réduction de l'attraction des vecteurs (critères 1-8 de subpart D du 40 CFR 503).

⁹ Pour les biosolides appliqués sur sol agricole, forêt, site au contact du public ou site en cours de réhabilitation, l'utilisateur a le choix entre le respect de la concentration maximale de haute qualité (HQ) ou de la charge cumulée maximale (tableau I -21). Le cumul est calculé sur 100 ans pour les sols agricoles. Dès qu'une charge limite est atteinte, le site ne peut plus recevoir de biosolide. Pour les biosolides appliqués en forêt, site au contact du public et site en cours de réhabilitation, les taux d'application sont de 26, 18 et 74 t m.s./ha-an, respectivement.

¹⁰ Les biosolides de "haute qualité" peuvent être vendus ou donnés en vrac ou en petites unités pour utilisation dans les jardins et les pelouses.

¹¹ Si concentration maximale HQ pour les biosolides vendus en petites unités n'est pas respectée, alors le produit : [concentration maximale dans le biosolide x taux d'application annuel] ne doit pas dépasser la charge annuelle maximale (tableau I-22)

Les biosolides peuvent être dilués s'ils ne rencontrent pas les critères pour le Pb, Cd ou Hg. Les critères à rencontrer pour les mélanges sont alors différents.

¹³ Pour pâturages et sols de pH < 6, se référer au cumul maximal (tableau I - 21) et non à la concentration dans les biosolides.

* 15 mg/kg actuellement, et 10 mg/kg à compter du 1^{er} janvier 2004

Tableau I-19 (Fin). Concentrations limites en métaux dans les MRF valorisées dans divers pays

Métaux	Maine						Norvège		Nouvelle Zélande	Ontario ^{14,15}	Pays-bas	Slovaquie ¹⁶	Suède ¹⁷	Suisse	Taiwan chinois	
	Biosolide municipaux		Agents chaulants			Autres MRF	Usage agricole, horticole, parcs	Routes, aéroport, voies ferrées		Biosolides					Com-post	Compost de porc et volaille
	Conc screening	Conc limite maximale	Equiv. CaCO ₃			Conc screening										
			25%	50%	75%											
Aluminium	-	-	363 383	724 767	nd	97500	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Antimoine	-	-	19	37	56	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsenic	10	41	20	40	60	5	-	-	-	170	15	50	-	-	50	-
Barium	-	-	7 434	14867	22301	2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Beryllium	-	-	7	14	21	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bore	-	-	Nd	nd	nd	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	10	39	30	59	89	8	4	10	15	34	1,25	13	1,75	5	5	-
Chrome	1000	3000	141	282	424	38	125	200	1000	2800	75	1000	100	500	150	150
Cobalt	-	-	21 836	43 672	65 508	5875	-	-	-	-	-	-	-	60	-	-
Cuivre	1000	1500	5 575	11 150	16 725	1500	1000	1500	1000	1700	75	1200	600	600	150	800
Cyanure	-	-	35	71	106	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mercure	6	10	2	5	7	1	5	7	10	11	0,75	10	2,5	5	-	-
Molybdène	75	75	1 812	3 624	5 436	488	-	-	-	94	-	25	-	20	-	-
Nickel	200	420	483	966	1 450	130	80	100	200	420	30	200	50	80	25	25
Plomb	300	300	1 394	2788	4 181	375	100	500	600	1100	100	500	100	500	150	-
Sélénium	100	100	19	37	56	5	-	-	-	34	-	-	-	-	-	-
Argent	-	-	126	253	379	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Thallium	-	-	3	5	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	-	-	2 555	5 111	7 666	688	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zinc	2000	2800	10 407	20 814	31 221	2800	1500	3000	2000	4200	300	3000	800	2000	150	500

Concentrations exprimées en mg/kg m.s.

¹⁴ Les teneurs indiquées correspondent aux critères actuels, mais le Ministère de l'Ontario préconise qu'il faudra à l'avenir réduire les taux d'application de métaux afin d'éviter une augmentation des concentrations de métaux dans le sol suite à l'épandage de matières résiduelles (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et Ministère de l'Agriculture, 1996).

¹⁵ Biosolides et autres MRF de digestion aérobie, déshydratés et asséchés

¹⁶ Les biosolides ne peuvent être utilisés que pour faire du compost.

¹⁷ Interdit en forêt

Tableau I-20. Concentrations et charges cumulées maximales de contaminants organiques dans les biosolides permises par divers pays

Contaminants	France				Australie				Allemagne	Etats-Unis	Maine	Suède
	Concentration maximale		Charge maximale cumulée en 10 ans (kg/ha) ¹		Concentrations maximales				Conc. maximale	Conc. Plafond ²	Conc. maximale	Conc. maximale
	Cas général	Sur pâturages	Cas général	Sur pâturages	A	B	C	D				
BPC totaux	0,8 ³	0,8 ³	0,012 ³	0,012 ³	0,30	0,30	1	1	-	-	-	0,42 ⁴
BPC individuel	-	-	-	-	-	-	-	-	0,20 ⁵			
HAP totaux	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluorathène	5	4	0,075	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(b) fluorathène	2,5	2,5	0,04	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(a) pyrène	2	1,5	0,03	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
Dioxines/furannes ⁶	-	-	-	-	-	-	-	-	100		27 - 250 ⁸	
Composés dioxin-like (ng EQT/kg) ⁷	-	-	-	-	-	-	-	-	-	300	-	-
DDT, DDE, DDD	-	-	-	-					-	-	-	-
Aldrine	-	-	-	-	0,5	0,5	1	1	-	-	-	-
Dieldrine	-	-	-	-	0,02	0,2	0,5	1	-	-	-	-
Chlordane	-	-	-	-	0,02	0,2	0,5	1	-	-	-	-
Heptachor	-	-	-	-	0,02	0,2	0,5	1	-	-	-	-
HCB	-	-	-	-	0,02	0,2	0,5	1	-	-	-	-
Lindane	-	-	-	-	0,02	0,2	0,5	1	-	-	-	-

Source : adapté de Matthews, 1996

Concentrations exprimées en mg/kg m.s., à moins que spécifié autrement.

¹ Apporté par les biosolides

² Amendement de décembre 1999 soumis à consultation.

³ BPC #28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

⁴ Moyenne annuelle. Sur les 12 échantillons, pas plus de trois doivent être entre 0,4 et 1,0 mg/kg.

⁵ BPC individuels : #28, 52, 101, 138, 153 et 180

⁶ Exprimés en ng EQT/kg m.s.

⁷ Total de 29 congénères (7 congénères de dioxines, 10 congénères de furannes, et 12 congénères de BPC).

⁸ si 27 ng EQT/kg m.s. < dioxines/furannes < 250 ng EQT/kg m.s., les biosolides peuvent être utilisés en respectant des restrictions plus sévères (épaisseur du sol, zone tampon) Cependant, l'épandage de telles MRF est interdite sur des sols destinés à la culture vivrière ou à l'élevage. Une déclaration est obligatoire, et des analyses du sol doivent être faites dans les 3 mois, chaque année.

Tableau I-21. Principales charges cumulées maximales (CCM) en métaux permises dans divers pays

Métaux	Canada (45 ans)	Etats-Unis ^{1,2,3} (100 ans)	France		Maine		Ontario	Taiwan
			Pâturages, sols pH<6 (10 ans)	Autres sols (10 ans)	Biosolides d'épuration	Agents chaulants		
Aluminium	-	-	-	-	-	195 000	-	-
Antimoine	-	-	-	-	-	10	-	-
Argent	-	-	-	-	-	68	-	-
Arsenic	15	41	0,15 (1,5)	0,15 (1,5)	10	11	14	22,2
Barium	-	-	-	-	-	4000	-	-
Beryllium	-	-	-	-	-	4	-	-
Cadmium	4	39	12 (120)	15 (150)	39	16	1,6	4,4
Chrome	-	3000	-	-	-	76	210	314
Cobalt	-	-	-	-	-	11 750	30	-
Cuivre	-	1500	12 (120)	15 (150)	1500	3000	150	256
Cyanure	-	-	-	-	-	19	-	-
Mercure	1	17	0.12 (1,2)	0,15 (1,5)	6	1	0,8	1.6
Molybdène	4	18	-	-	-	975	4	-
Nickel	36	420	3 (30)	3 (30)	420	260	32	156
Plomb	100	300	9 (90)	15 (150)	300	750	90	120
Sélénium	2,8	100	1,2 ⁴ (12)	-	100	10	2,4	-
Thallium	-	-	-	-	-	1	-	-
Vanadium	-	-	-	-	-	1 375	-	-
Zinc	370	2800	30 (300)	45 (450)	2800	5600	330	220

Charges exprimées en kg/ha. La durée correspondant à la charge permise est indiquée entre parenthèse dans la deuxième ligne, le cas échéant. La charge extrapolée sur 100 ans est indiquée entre parenthèse lorsque les données le permettent. Cependant, cette extrapolation n'a aucune valeur légale et ne doit être considérée que comme une indication.

¹ Pour les biosolides appliqués sur sol agricole, forêt, site au contact du public ou site en cours de réhabilitation, l'utilisateur a le choix entre le respect de la concentration plafond (tableau I-19) ou de la charge maximale. Le cumul est calculé sur 100 ans pour les sols agricoles. Dès qu'une charge limite dans le sol est atteinte, le site ne peut plus recevoir de biosolide. Pour les biosolides appliqués en forêt, site au contact du public, et site en cours de réhabilitation, les taux d'application sont de 26, 18 et 74 t/ha-an, respectivement.

² La charge cumulée maximale est calculée en considérant une durée de vie du site de 38, 55 et 13 ans pour les forêts, les sites au contact du public et les sites en cours de réhabilitation, respectivement.

³ Si la concentration maximale pour les biosolides vendus en petites unités n'est pas respectée (concentration HQ, tableau I-19), alors le produit : concentrations maximales × taux d'application annuel ne doit pas dépasser la charge annuelle maximale (voir tableau I-22).

⁴ Pour le pâturage uniquement

Tableau I-22. Charges annuelles maximales (CAM) de métaux permises par divers pays

Métaux	Afrique du sud	Allemagne	Autriche ¹	Belgique (Flandres)		Danemark	États-Unis	Finlande	France ²	Irlande
				Sol sableux	Loam					
Aluminium	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Antimoine	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Argent	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Arsenic	0,12	-	0,05	-	-	-	2,0	-	-	-
Barium	-		-		-	-	-	-	-	-
Beryllium	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Cadmium	0,16	0,016	0,025	0,0168	0,04	0,008	1,9	0,0015	0,03	0,04
Chrome	14	1,5	1,25	0,7	2	1	150	0,3	3	-
Cobalt	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Cuivre	6	1,3	1,25	1,05	2,4	10	75	0,6	3	2
Cyanure	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Mercure	0,08	0,013	0,025	0,014	0,04	0,008	0,85	0,001	0,03	0,032
Molybdène	0,20		0,05	-	-	-	0,90	-	-	-
Nickel	1,6	0,3	0,25	0,14	0,4	0,3	21	0,1	0,6	0,6
Plomb	-		-	0,84	2	1,2	15	0,1	2,4	1,5
Sélénium	-		-	-	-	-	5,0	-	-	-
Thallium	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Vanadium	-		-	-	-	-	-	-	-	-
Zinc	22	2,5	5	3,5	8	40	140	1,5	9	5

Charges exprimées en kg/ha

¹ Pour les pâturages, charges divisées par deux (Matthews, 1996)

² Obtenu en multipliant le taux d'application annuel maximal de 3 t/ha-an avec la concentration maximale permise

Tableau I-22 (Fin). Charges annuelles maximales (CAM) de métaux permises par divers pays

Métaux	Italie	Luxem- bourg	Maine		Norvège		Pays Bas	Royaume Uni	Suède	Suisse
			Biosolides municipaux	Agents chaulants	Usage agricole, horticole, parcs	Routes, aéroport, voies ferrées				
Aluminium	-	-	-	9750	-	-	-		-	-
Antimoine	-	-	-	0.5	-	-	-		-	-
Argent	-	-	-	3	-	-	-		-	-
Arsenic	-	-	0.5	0.54	-	-	0,03	0,7	-	-
Barium	-	-	-	200	-	-	-		-	-
Beryllium	-	-	-	0.19	-	-	-		-	-
Cadmium	0,1	0,06	1.9	0.8	0,008	0,02	0,0025	0,15	0,002	0,0083
Chrome	-	0,3	-	4	0,25	0,4	0,15	15	0,1	0,83
Cobalt	-	-	-	588	-	-	-		-	-
Cuivre	5	3	75	150	2	3	0,15	7,5	0,6	0,996
cyanure	-	-	-	0.95	-	-	-		-	-
Mercure	0,05	0,048	0.3	0.06	0,01	0,014	0,0015	0,1	0,0025	0,0083
Molybdène	-	-	-	49	-	-	-	0,2	-	0,0332
Nickel	1,5	0,9	20	13	0,16	0,2	0,06	3	0,05	0,1328
Plomb	3,75	2,25	15	38	0,2	1	0,2	015	0,1	0,83
Sélénium	-	-	5	0.5	-	-	-	0,15	-	-
Thallium	-	-	-	0.07	-	-	-		-	-
Vanadium	-	-	-	69	-	-	-		-	-
Zinc	12,5	7,5	140	280	3	6	0,6	15	0,8	3,32

Charges exprimées en kg/ha

2.2.2 Teneurs en organismes pathogènes

Les teneurs en organismes pathogènes sont elles aussi contrôlées. Plusieurs réglementations préconisent des traitements particuliers connus pour leur efficacité de destruction des organismes pathogènes et les critères ne sont alors pas définis en termes de teneur en organismes viables (tableau I-23). L'aspect « pathogène » ne faisant pas partie du mandat de cette étude, les informations mentionnées à ce sujet sont très réduites et ne sont reproduites ici que pour permettre une comparaison globale de l'ensemble de la réglementation québécoise et de la réglementation en vigueur dans d'autres pays. Des critères concernant les mesures de réduction de l'attraction des vecteurs sont aussi précisées dans la réglementation américaine.

Tableau I-23. Teneurs en organismes pathogènes permises par divers pays

Organismes pathogènes	France ¹	USA		Italie
		Classe A ^{2,3}	Classe B ^{4,5}	Compost
Salmonella (NPPUC/10 g m.s.)	8	8 ⁶	-	0/50 g
Coliformes fécaux (NPP/g m.s.)	-	<1000 ⁶	<2 000 000	-
Entérovirus (NPPUC/10 g m.s.)	3	<1 ⁷	-	-
Œufs d'helminthes pathogènes viables (/10 g m.s.)	3	<2,5 ⁷	-	-

¹ Critères permettant d'accepter une boue hygiénisée comme acceptable

² Les biosolides appliqués sur pelouses ou jardins et les biosolides donnés ou vendus en petites unités doivent appartenir à cette catégorie.

³ Ou toute autre combinaison équivalente selon USEPA (consulter le document original (Federal Register, 1993) pour plus de détails).

⁴ Pour utilisation en agriculture, en forêt ou sur sites en cours de réhabilitation à condition de respecter les délais (voir tableau I-28).

⁵ Moyenne géométrique sur au moins 7 échantillons.

⁶ Pour être de classe A, respect du critère de Salmonelles ou de coliformes

⁷ Selon certaines options proposées par l'U.S.EPA

2.3 Critères relatifs aux sols

Un des objectifs de la réglementation des MRF est d'éviter l'accumulation de contaminants dans le sol. En Europe, la mesure des contaminants dans les sols est obligatoire avant tout premier épandage, puis un suivi régulier est requis afin de vérifier que les apports ne dépassent pas les limites permises. Par exemple, en France, la concentration des métaux doit être mesurée dans le sol avant l'épandage, la première année. Les années suivantes, une mesure est requise tous les dix ans seulement. Si la concentration est supérieure ou égale à la valeur limite, l'épandage n'est plus autorisé.

La réglementation américaine est beaucoup plus permissive, puisqu'elle ne requiert aucune mesure de contaminants dans le sol, que ce soit avant le premier épandage ou après plusieurs épandages. Ainsi, la charge cumulée maximale ne prend pas en compte le niveau de base du sol, et comme les biosolides dits de haute qualité ne nécessitent pas d'enregistrement, la charge de contaminant dans le sol pourrait dépasser très largement la charge cumulée maximale. Cela veut

dire qu'il est tout à fait possible que la dose limite acceptable définie dans l'analyse de risque (à partir de laquelle la CCM a été calculée) puisse être dépassée.

La réglementation ontarienne demande que les sols soient analysés avant épandage de biosolides. Seuls les sols minéraux (moins de 17% de carbone organique) ayant une profondeur d'au moins 40 cm de matière meuble, dont les concentrations en métaux sont inférieures à celles spécifiées dans le tableau I-26, dont la concentration en phosphore extractible au bicarbonate de soude est inférieure à 60 mg/L et dont le pH est supérieur à 6,0²³ peuvent recevoir des MRF. La pente du sol doit obligatoirement être inférieure à 9%. Des restrictions particulières s'appliquent en fonction de la pente.

Les concentrations de contaminants dans le sol présentées dans le tableau I-24 concernent soit les concentrations maximales acceptables dans le sol, soit les concentrations maximales permettant de pratiquer un épandage de MRF, soit les concentrations maximales pouvant être atteintes après un épandage de MRF.

²³ Sauf si la MRF contient de la chaux et suffit à faire augmenter le pH jusqu'à une valeur au moins égale à 6,0.

Tableau I-24. Concentrations de contaminants autorisées dans les sols agricoles par divers pays

Métaux	Allemagne		Australie ¹		Autriche ⁴	Belgique		
	pH 5-6	pH > 6	Sol agricole ²	Sol non agricole ³		Wallonie	Flandres	
							Sol sableux	Sol Clay-Loam
Arsenic	-	-	20	20	20	-		-
Cadmium	1	1,5	1	5	1-3	2	1	3
Chrome	100	100	100	250	10-100	100	100	150
Cuivre	60	60	100	375	100-140	50	50	140
Mercure	1	1	1	4	1-2	1	1	1,5
Molybdène	-	-			10	-		-
Nickel	50	50	60	125	50-60	50	30	75
Plomb	100	100	150	150	100	100	50	300
Sélénium	-	-	5	8	-	-		-
Zinc	150	200	200	700	150-300	200	150	300

Concentrations totales de métaux exprimées en mg/kg m.s.

¹ Concentration maximale en métaux qui peut être obtenue après traitement du sol par des biosolides.

² Concentration en (DDT, DDE, DDD) < 0,5, aldrine, dieldrine, chlordane, heptachlore, hexachlobenzene, et lindane < 0,02 (individuellement), PCB < 0,30.

³ Région de Haute Autriche, si pH < 6.

⁴ Éventail des valeurs limites fixées dans les 8 états de l'Autriche.

Tableau I-24 (Suite). Concentrations de contaminants autorisées dans les sols agricoles par divers pays

Métaux	CEE ⁵	Espagne		États-Unis ⁶	Finlande	France	Irlande	Italie	Maine		
		pH < 7	pH > 7			pH ≥ 6			Boue épuration	Agents chaulants	Autres MRF
Aluminium	-	-	-	-	-	-	-	-	100 000	100 000	100 000
Antimoine	-	-	-	-	-	-	-	-		5	5
Argent	-	-	-	-	-	-	-	-	34	34	34
Arsenic	50	-	-	20,5	150	-	-	-	73	73	73
Barium	-	-	-	-	-	-	-	-	1500	2000	2000
Beryllium	-	-	-	-	-	-	-	-	7	7	7
Cadmium	3	1	3	19,5	0,5	2,0	1	1,5	39	8	8
Chrome	600	100	150	1500	200	150	-	-	3000	38	38
Cobalt	-	-	-	-	-	-	-	-	70	5875	5875
Cuivre	130-330	50	210	750	100	100	50	100	1500	1500	1500
Cyanure	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	10
Mercure	1,5	1	1	8,5	0,2	1	1	1	6	1	1
Molybdène	4	-	-	9	-	-	-	-	15	488	488
Nickel	80-180	30	112	210	60	50	30	75	420	130	130
Plomb	300	50	300	-	60	100	50	100	300	375	375
Sélénium	5	-	-	100	-	10	-	-	100	5	5
Thallium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Vanadium	-	-	-	-	-	-	-	-	300	688	688
Zinc	330-750	150	450	1400	150	300	150	300	2800	2800	2800

Concentrations totales de métaux exprimées en mg/kg m.s.

⁵ Concentration limites au-dessus de laquelle les biosolides ne peuvent être épandus. Voir CEE pour méthode échantillonnage. Si pH toujours > 7, les concentrations limites en cuivre, nickel et zinc sont respectivement, de 75, 47 et 225 mg/kg m.s.

⁶ Dérivé de charge cumulée maximale (CCM, kg/ha), tableau I-21.

Tableau I-24 (Fin). Concentration de contaminants autorisées dans les sols agricoles par divers pays

Métaux	Nouvelle Zélande	Norvège	Ontario ⁷	Pays-Bas	Royaume-Uni				Suède	Suisse ⁸
					pH 5,0-5,5	pH 5,5-6,0	pH 6-7	pH > 7		
Arsenic	-	-	14	29	50	50	50	50	-	-
Cadmium	3	1	1,6	0,8	3	3	3	3	0,4	0,8 (2,0) ⁹
Chrome	600	100	120	100	400	400	400	400	30	75
Cuivre	140	50	100	36	80	100	135	200	40	40 (150) ⁹
Fluor	-	-	-	-	500	500	500	500	-	-
Mercure	1	1	0,5	0,3	1	1	1,5	1	0,3	0,8
Molybdène	-	-	4	-	4	4	4	4	-	5
Nickel	35	30	32	35	50	60	75	100	30	50
Plomb	300	50	60	-	300	300	300	300	40	50 (200)
Sélénium	-	-	1,6	-	4	4	4	4	-	-
Zinc	300	50	220	140	200	250	300	450	75	200

Concentrations totales de métaux exprimées en mg/kg m.s.

⁷ Concentration maximale permise dans les sols pour autoriser un épandage de MRF.

⁸ Valeurs correspondant aux sols de bonne qualité pour la culture vivrière et fourragère. Les valeurs entre parenthèses correspondent aux valeurs « seuils d'investigation » au-delà desquelles il est probable que le producteur ou le consommateur s'expose à des risques relatifs aux cultures ou à la santé (Conseil Fédéral Suisse, 1998).

⁹ Les concentrations limites en métal soluble sont, respectivement, de 0,02 et 0,7 mg/kg m.s. pour le Cd et le Cu (valeurs et seuils d'investigation) (Conseil Fédéral Suisse, 1998).

2.3.1 Restrictions liées à l'utilisation de biosolides en agriculture

L'épandage de biosolides doit respecter un certain nombre de contraintes afin d'éviter au maximum le risque de contamination des eaux de surface, des eaux souterraines et d'écosystèmes sensibles et de générer aussi peu que possible de nuisances au voisinage. Les renseignements fournis ici ne doivent pas être considérés comme exhaustifs (le nombre de réglementations consultées étant assez limité).

2.3.1.1 Distances minimales

Les restrictions en terme de distances minimales sont présentées dans le tableau I-25. En règle générale, il est interdit d'épandre des MRF sur des sols gelés ou enneigés et dans des zones humides. L'épaisseur minimale de sol est parfois réglementée (60 et 150 cm, Australie et Ontario, respectivement), de même que la profondeur minimale de la nappe phréatique (90 cm, Ontario). Pour ce qui est de la protection des espèces animales, la Belgique, la France et l'Ontario précisent qu'aucune espèce ne doit être menacée, mais les États-Unis ne mentionnent que les espèces protégées.

Les distances vis-à-vis des lieux de baignade (200 m, France), de sites d'aquaculture (500 m, France) et de zones réputées inondables (10 m, Belgique) sont parfois spécifiées.

2.3.1.2 Délais à respecter

Un deuxième type de contraintes concerne les restrictions de l'utilisation du terrain et les délais à respecter après un épandage de biosolides. Généralement, les délais varient avec le niveau de contamination des biosolides par les organismes pathogènes. Les délais minimum appliqués dans quelques pays sont consignés dans le tableau I-26.

Quelques restrictions supplémentaires s'appliquent dans certains pays :

- En Belgique, les biosolides doivent être incorporés dans les 24 heures suivant l'épandage, ou être directement injectées dans le sol, et le stockage temporaire n'est pas autorisé à moins de 200 m des habitations, sauf accord écrit préalable des riverains. De plus, aucun biosolide ne peut être utilisé sur des jardins ou pelouses personnels.
- En Chine, l'épandage est interdit sur sol sableux.
- En Australie, l'épandage de biosolides est interdit en forêt ou sur un site recouvert de végétation naturelle (native), ainsi que sur les terrains dont la pente est supérieure à 10%. En Suède et en Norvège, l'épandage est interdit en forêt.
- Aux États-Unis, la pente du terrain doit être inférieure à 6% pour les épandages en surface.

Au Danemark, l'usage privé des biosolides n'est autorisé que pour les biosolides stabilisés. L'épandage sur les terrains réservés aux pâturages est interdit et après un épandage en forêt, l'accès au site doit être interdit pendant 6 mois.

Tableau I-25. Distances à respecter lors de l'épandage de biosolides dans divers pays

Nature des activités à protéger	Australie	Belgique Wallone	États-Unis	France	Ontario	Maine
Puits, forages, sources, aqueducs pour consommation humaine, installations souterraines semi-enterrées utilisées pour le stockage des eaux (alimentation en eau potable ou arrosage de cultures maraîchères)	250 m	10 m	10 m	35 m, si pente < 7% 100 m, si pente > 7%	15 m si puits forés de plus de 15 m 90 m pour tous les autres puits	90 m puits privé 150 m puits public
Cours d'eau et plans d'eau	Pente < 3 % : 50 m Pente > 3 % : 100 m Zone à protéger au dessus du site : 5 m	10 m	10 m sauf si autorisation	<u>Pente < 7 % :</u> 5 m des berges : matières résiduelles non fermentescibles enfouis immédiatement après épandage 35 m des berges : autres cas <u>Pente > 7 % :</u> 100 m des berges : matières résiduelles solides et stabilisées 200 m des berges : matières résiduelles non solides et non stabilisées	<u>Pente < 3 % :</u> 50 m ¹ ou 100 m ² <u>Pente 3-6 % :</u> 100 m ¹ et 200 m ² <u>Pente 6-9 % :</u> 150 m ¹ ou interdit <u>Pente > 9 % :</u> interdit	11 m
Habitation ou local occupé par des tiers, zones de loisirs et établissements recevant du public				50 m 100 m : matières résiduelles ou effluents odorants	n.s.	90 m
Zone résidentielle	250 m si pente < 3% 500 m si pente > 3 % 250 m si zone à protéger au-dessus du site				450 m (90 m pour habitation isolée) ³	

¹ Si perméabilité du sol rapide à modérément rapide.

² Si perméabilité du sol modérée à lente.

³ Ces distances peuvent être réduites jusqu'à 50 et 25 m, respectivement, avec l'accord des riverains.

n.s. : non spécifié

Tableau I-26. Délais minimums à respecter après l'épandage de biosolides dans divers pays

Type de culture	DÉLAI MINIMUM					
	Australie	Belgique (Wallone)	États Unis ¹	Europe	France	Ontario
Herbages et cultures fourragères (avant la remise à l'herbe ou la récolte)	30 jours pour alimentation animale et textile 30 jours pour pâturage 90 jours pour vaches laitières ou nourrissant leur veau -Volaille et porcs interdits de pâturage	6 semaines	- Pâturage : 30 jours - Alimentation animale et humaine et « fiber crops » : 30 jours	3 semaines minimum	Avant la remise à l'herbe ou la récolte : -Si absence de risque lié à la présence d'agents pathogènes : 3 semaines - Autres cas : 6 semaines	Pâturage : - 2 mois pour chevaux et bovins laitiers ou à boucherie 6 mois pour porc, mouton et chèvre. Foin et ensilage mi-fané 3 semaines
Terrains affectés à des cultures maraîchères et fruitières à l'exception des cultures d'arbres fruitiers ²		Pas d'épandage autorisé sauf pour les arbres fruitiers si épandage après récolte et avant floraison suivante		Pas d'épandage pendant la période de végétation	Pas d'épandage durant la période de végétation	Petits fruits : 15 mois Légumes : 12 mois Usage non recommandé pour la culture du tabac, sur les pelouses et dans les jardins potagers familiaux
Terrains destinés ou affectés à des cultures maraîchères ou fruitières en contact direct avec les sols et susceptibles d'être consommés cru	- 18 mois si récolte en surface mais en contact avec le sol - 5 ans si récolte dans la terre (carottes) - 30 jours si aucun contact récolte-sol	10 mois avant la récolte ¹	Si partie récoltée est en surface mais qui touche le sol : 14 mois. - Sous terre, et si biosolide reste en surface au moins 4 mois avant d'être incorporé : 20 mois - Sous terre, et si biosolide reste en surface moins de 4 mois avant d'être incorporé : 38 mois	10 mois avant la récolte et pendant la récolte elle-même	Avant la récolte et pendant la récolte elle-même : - Si absence de risque lié à la présence d'agents pathogènes : 10 mois - Autres cas : 18 mois	
Exposition au public (mottes de gazon cultivées avec biosolides).	Si le site est faiblement exposé au public : 30 jours		Parc accessible au public : 12 mois. Si accès restreint : 30 jours			12 mois ³

¹ Classe B et biosolides municipaux.

² Sauf pour l'Ontario, qui fixe à 3 mois le délai pour les cultures fruitières.

³ Pour les terrains de golf et de jeux, l'application n'est recommandée que si les biosolides ont été digérées et stabilisées.

2.3.2 Contrôle, suivi et responsabilités

La qualité des biosolides en termes de contaminants, pathogènes et caractéristiques agronomiques est suivie selon une fréquence fixée par la loi de chaque pays (tableau I-27). *En France*, le nombre d'analyses annuelles à effectuer la première année de valorisation des biosolides (1 à 48 par an, selon les paramètres et le tonnage produit) est deux fois supérieur au nombre d'analyses pratiquées les années suivantes. Les paramètres vérifiés le plus souvent sont la valeur agronomique et les métaux (2 à 24 fois par an, en routine). Les composés organiques sont quant à eux mesurés entre 0 et 12 fois par an. Lorsque des conditions d'isolement s'appliquent, l'efficacité du traitement d'hygiénisation est vérifiée tous les 15 jours par la quantification des coliformes thermotolérants pendant la période d'épandage (ce contrôle assure l'absence de recontamination des biosolides). *En Belgique*, la valeur agronomique et les métaux sont mesurés entre 1 et 12 fois par an. *En Ontario*, des analyses doivent être effectuées deux fois par mois durant la période d'épandage, et au moins deux analyses datant de moins de deux mois doivent avoir été pratiquées avant cette période. *Aux États-Unis*, la fréquence maximale d'échantillonnage est de 12 fois par an, même pour des tonnages qui sont trois fois supérieurs aux tonnages qui demandent 24 analyses par an en France.

Tableau I-27. Fréquence annuelle des analyses de biosolides dans divers pays

France	Biosolides épandus (t m.s.) (hors chaux)	< 32	32-160	161-480	481-800	801-1600	1601-3200	3201-4800	> 4800
(1 ^{re} année)	Valeur agron. des biosolides	4	8	12	16	20	24	36	48
	Métaux	2	4	8	12	18	24	36	48
	Composés organiques	1	2	4	6	9	12	18	24
	As, B	-	-	-	1	1	2	2	3
Routine	Valeur agron. des biosolides	2	4	6	8	10	12	18	24
	Métaux	2	2	4	6	9	12	18	24
	Composés organiques	-	2	2	3	4	6	9	12
États-Unis ¹	Biosolides épandus (t m.s./an)	1 - 290		290 – 1 500		1 500 – 15 000		>15 000	
	Métaux	1		4		6		12	
	Pathogènes	1		4		6		12	
	Composés dioxin-like ²	1		1		1		1	
Belgique	Capacité théorique de l'installation d'épuration (EH) ³	< 5 000		5 000 – 10 000		10 000 – 50 000		50 000 – 100 000	
	Valeur agron. – Métaux	1		2		3		6	
Ontario	Valeur agronomique (pH, siccité, N total, nitrique et ammoniacal) et métaux	Deux échantillons par mois pendant la période d'application (peut être réduit à 1 par moi si pas de variations observées) et au moins deux analyses datant de moins de deux mois avant cette période.							

¹ Les fréquences peuvent être réduites après deux ans par les autorités pour certains biosolides de classe A. La fréquence ne peut être inférieure à une fois par an, sauf pour les contaminants, les entérovirus et les œufs d'helminthes viables.

² Si la concentration est comprise entre 30 et 300 ng EQT/kg m.s. (mesure annuelle). Si la concentration est inférieure à 30 ng EQT/kg m.s. pendant deux années consécutives, une mesure tous les cinq ans est suffisante. Si la fréquence d'analyse était réduite à une tous les cinq ans mais que la concentration dépasse 30 ng EQT/kg m.s., la fréquence annuelle doit être reprise.

³ EH = charge organique biodégradable ayant une DBO₅ de 60 g de O₂ par jour.

Le *suivi* de l'utilisation de MRF sur une parcelle de sol agricole est une des parties les plus épineuses de la valorisation. Aux États-Unis, tout épandage de biosolides qui ne répond pas aux critères de haute qualité ou à la charge maximale annuelle doit être enregistré. La quantité de

biosolides non HQ qui peut être épandue sur un sol donné est calculée en retranchant le total des charges antécédentes provenant de biosolides non HQ à la charge maximale autorisée (tableau I-23). Cependant, cette approche ne permet de connaître ni l'apport réel de contaminants, ni la concentration dans le sol, puisque les biosolides de HQ sont considérés comme non polluants, même si leur concentration en contaminant peut être plus élevée que la concentration de base dans le sol. Par exemple, la concentration de cadmium dans un biosolide HQ (39 mg/kg m.s.) est de 50 à 100 fois supérieure à la concentration moyenne dans le sol (0,5-1 mg/kg m.s.). En Europe et en Ontario, la mesure de la concentration en contaminants dans le sol est obligatoire, ce qui permet d'éviter ce genre de problème.

En Europe et aux États-Unis, la plus grande *responsabilité* des intervenants dans la valorisation des biosolides revient en général à leur producteur, puisque celui-ci est responsable de l'application de la loi ou du décret et des démarches à effectuer pour obtention de l'autorisation de valorisation (analyse de biosolide et de sol, identification des contraintes, cartographie du site). Le producteur de biosolides doit s'assurer qu'il existe une capacité d'entreposage adéquate qui n'entraînera ni nuisance de voisinage, ni pollution des eaux ou des sols, ceci afin de pouvoir faire face à une période d'épandage interdit ou un épandage rendu impossible. Une solution alternative d'élimination ou de valorisation doit être prévue. Le producteur de biosolides doit aussi mettre en place un dispositif de surveillance de la qualité des biosolides et des épandages.

Que ce soit en Europe ou aux États-Unis, le *registre* tenu par le producteur doit mentionner la provenance des biosolides (ainsi que les quantités produites par année, la méthode traitement), le destinataire, les résultats d'analyses, la certification du traitement d'hygiénisation, l'historique d'épandage (dates, parcelles, contaminants apportés, cultures), l'ensemble des résultats d'analyse concernant les sols (Europe), et l'identification des contractants. Ces registres doivent être communiqués aux autorités compétentes et conservés pendant plusieurs années (États-Unis, 5 ans; Europe, 10 ans et plus). En Europe, le producteur de biosolides doit pouvoir à tout moment localiser, preuves écrites à l'appui, les biosolides produits en référence à leur période de production et aux analyses réalisées.

2.3.3 Débat et acceptation sociale

Aperçu de l'acceptation dans le monde

En 1999, un rapport concernant la valorisation des biosolides d'épuration urbaine a été préparé par un groupe de consultants pour l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'Énergie (ADEME) française (Duvaud et coll., 1999). Selon cette source, les débats relatifs à la valorisation des biosolides (essentiellement municipaux) en milieu agricole ont commencé il y a une dizaine d'années et se sont intensifiés dès 1995. Actuellement des débats faisant suite aux inquiétudes des agriculteurs et des distributeurs alimentaires sont en cours dans de nombreux pays. Les débats sont particulièrement animés en Allemagne, Autriche, Belgique (Wallonie), Danemark, Finlande, France, Luxembourg, États-Unis et Québec. Au Royaume-Uni et en Suède, des compromis ont été négociés, conduisant à un contrôle plus strict de la production et de l'épandage des biosolides municipaux. Aux Pays-Bas et en Belgique (Flandres), la valorisation agricole n'est pas interdite mais les concentrations retenues sont tellement faibles

qu'elles correspondent presque à une interdiction d'épandage des biosolides municipaux (Duvaud et coll., 1999).

Situation en France

Un article récemment paru dans le journal français *Le Monde* relate assez bien les préoccupations actuelles dans ce pays (voir article en annexe I-C). Brièvement, la situation de la valorisation des biosolides en France est assez semblable à celle du Québec, à l'exception près que la France valoriserait essentiellement des biosolides municipaux sur ses sols agricoles, alors que le Québec valorise plus de biosolides de papetières que de biosolides municipaux (voir section II). Environ 60% des biosolides municipaux produits en France sont valorisés, ce qui représente 2% des quantités de matières fertilisantes épandues sur les champs. Bien que la valorisation de ces biosolides municipaux existe depuis une trentaine d'années en France, cette pratique soulève toujours de nombreuses inquiétudes.

En 1997, une loi est venue durcir la réglementation relative aux biosolides, tant au plan sanitaire qu'environnemental. Les biosolides sont désormais classés comme des déchets, et non plus comme des matières fertilisantes, ce qui implique que la responsabilité de l'élimination revient au producteur lui-même.

Au printemps 2000, une *commission parlementaire* a été formée pour faire un audit sur toutes les filières alimentaires française. Les deux conclusions majeures du rapport de cette commission concernent les organismes génétiquement modifiés et la valorisation agricole des biosolides. La commission s'est dite non convaincue par une pratique « qui peut présenter des risques réels et heurter l'opinion », a noté un manque évident d'information adéquate et a conclu qu'il y avait un besoin urgent d'informations complémentaires. Cette commission demande aussi un complément d'informations concernant « les incidences physiques, chimiques, bactériologiques de cet épandage, et une définition claire du régime de responsabilité applicable » (anonyme, 2000).

D'autre part, les sociétés de distribution et d'agroalimentaire sont devenues plus exigeantes dans le cahier des charges des agriculteurs qui épandent. Certaines chambres d'agriculture vont même jusqu'à recommander aux agriculteurs de ne pas pratiquer d'épandages de biosolides.

3 COMPARAISON DES CRITERES ET NORMES QUEBECOIS AVEC LA REGLEMENTATION INTERNATIONALE

3.1 Concentrations maximales permises dans les biosolides

Sur le plan des concentrations permises dans les MRF, les critères C1 et C2 se situent généralement dans l'intervalle de valeurs permises dans les autres pays (tableau I-28).

Les concentrations critères C1 de quatre contaminants (arsenic, molybdène, sélénium et dioxines/furannes) sont plus sévères que celles que nous avons relevées dans les autres pays. Pour les autres contaminants, elles sont 1,1 à 3,8 fois plus élevées que les critères les plus sévères des autres pays. Toutefois, il faut noter que les critères C1 ne sont pas les valeurs maximales permises au Québec, et le fait que les critères C1 soient parmi les plus sévères n'a donc pas le même impact que s'il s'agissait des critères maximum permis.

Les concentrations maximales permises au Québec (critères C2) sont quant à elles toutes comprises dans l'intervalle de concentrations permises dans les autres pays. Le critère C2 du molybdène (20 mg/kg) et le sous-critère C2 des dioxines/furannes pour pâturages et alimentation humaine (27 ng EQT/kg) correspondent aux critères les plus sévères rencontrés dans les autres pays.

Tableau I-28. Comparaison des concentrations de contaminants dans les biosolides permises au Québec et dans d'autres pays

Contaminants	Concentrations américaines		Concentrations extrêmes permises dans d'autres pays		Critères provisoires du Québec	
	HQ	Plafond	Minimum	Maximum	C1	C2
Arsenic	41	75	15	170	13	75
Cadmium	39	85	0,8	34	3	10
Chrome	1200	3000	75	2800	210	1060
Cuivre	1500	300	75	1750	100	757
Mercure	17	57	0,75	25	0,8	5
Molybdène	18	75	20	75	5,0	20
Nickel	420	420	20	400	62	180
Plomb	300	840	60	1200	150	500
Sélénium	36	100	5	90	2,0	14
Zinc	2800	7500	200	4200	500	1850
PCDD/F	nd	300	27	250 ¹	17	27-50

Source : selon tableaux I-19 et I-20

Concentrations exprimées en mg/kg m.s. (métaux) et en ng EQT/kg m.s. (dioxines/furannes)

¹ Pour les pays qui ont déterminé un maximum (voir tableau I-20).

3.2 Charges annuelles maximales permises

Très peu de réglementations indiquent une charge annuelle maximale, mais afin de permettre des comparaisons, les charges annuelles peuvent être estimées en multipliant la concentration maximale permise dans le biosolide par le taux d'application maximal permis.

Si l'on compare les charges annuelles permises par les réglementations de différents pays avec celles permises au Québec, il apparaît que les charges maximales pouvant être appliquées au Québec (provenant de biosolides C2) sont comprises dans la fourchette des charges maximales permises dans les autres pays (sauf pour la charge maximale d'arsenic qui est supérieure à celles permises par les autres réglementations), et sont au moins 7 fois inférieures à celles permises aux États-Unis (voir section V-1.3 pour la critique des valeurs américaines) (tableau I-29).

Tableau I-29. Comparaison des charges annuelles de contaminants pouvant être apportées sur des sols agricoles au Québec et dans d'autres pays

Métaux	États-Unis ¹	Valeurs extrêmes dans les autres pays ²		Québec ³
		Minimum	Maximum	
Arsenic	2	0,03 (NL)	0,12 (SA)	0,33
Cadmium	1,9	0,0015 (Finl)	0,16 (SA)	0,044
Chrome	150	0,1	14 (SA)	4,66
Cuivre	75	0,15 (NL)	10 (DK)	3,33
Mercur	0,85	0,001 (Finl)	0,08 (SA)	0,022
Molybdène	0,9	0,0332 (CH)	0,2 (SA)	0,088
Nickel	21	0,05 (S)	1,6 (SA)	0,79
Plomb	15	0,1 (Finl)	3,75 (I)	2,2
Selenium	5	-	-	0,06
Zinc	140	0,6 (NL)	40 (DK)	8,14

Source : Tableau I-22

¹ Charge annuelle permise par la réglementation fédérale américaine

² Les charges annuelles ont été déterminées en multipliant la concentration maximale permise par le taux d'application annuel maximal permis (en m.s.) pour chacun des 13 pays (Afrique du sud, Autriche, Belgique, Danemark, Finlande, France, Irlande, Italie, Luxembourg, Norvège, Pays-bas, Suède et Suisse). NL, SA, Finl, DK, CH, S, et I sont les abréviations de Pays-Bas, Afrique du Sud, Finlande, Danemark, Suisse, Suède et Italie, respectivement.

³ Charge annuelle estimée par le produit [concentration critère C2 × charge maximale (4,4 t/ha-an)]

3.3 Fréquence des analyses de biosolides

La fréquence des analyses de MRF produites correspond à la fréquence adoptée par les États-Unis, qui consiste, au maximum, à 12 analyses par an (tableau I-27). Cette fréquence d'analyse est plus faible que celle recommandée en France (jusqu'à 24 par an lorsque le processus de valorisation est routinier) ou en Ontario, où la fréquence des analyses est accrue lors de la période d'épandage.

3.4 Concentration dans les sols

Dans plusieurs pays, les concentrations dans les sols sont mesurées avant le premier épandage, puis des contrôles réguliers doivent être effectués. Au Québec, aucun contrôle de la concentration de contaminants dans les sols n'est effectuée ni envisagée par les *Critères provisoires* de 1997. Le MENV (Marc Hébert, communication personnelle) considère que le suivi des teneurs totales en contaminants dans le sol serait inadéquat à cause d'une trop forte variabilité, que le bilan des biosolides de type C2 est suffisant, et que lorsqu'une ferme épand un biosolide C2 (avec CA), l'information relative à l'utilisation passée (sur les 5 dernières années) de produit certifié BNQ est recherchée. Cependant, un suivi régulier aux cinq ou dix ans permettrait de s'assurer que les concentrations dans le sol ne sont pas anormalement élevées. Une telle mesure ne serait pas coûteuse et permettrait de s'assurer a posteriori de la qualité des produits utilisés, et pourrait, dans le pire des cas, déceler des niveaux de contaminations anormaux nécessitant une reconsidération des pratiques de fertilisation et/ou des cultures appropriées à la qualité du terrain en question. C'est ainsi que certaines études (Tran et coll., 1996) ont identifié des augmentations des teneurs en cuivre et en zinc dans les sols agricoles après 16 ans d'épandage, à un taux agronomique, de lisier de porc riche en ces deux éléments.

4 CONCLUSION

Actuellement, au Québec, la valorisation agricole des MRF est régie par deux processus : le certificat d'autorisation en vertu des *Critères provisoires* du MENV (1997), et la certification par le BNQ. Le processus de valorisation dépendant des critères provisoires nécessite l'obtention d'un certificat d'autorisation auprès du MENV lequel relie les producteurs de MRF, l'agronome et le producteur agricole. Les MRF valorisées sur sols agricoles doivent répondre à un certain nombre de critères de qualité, incluant les caractéristiques agronomiques et le niveau de contamination par les métaux et les dioxines/furannes. L'épandage des MRF doit respecter un certain nombre de critères relatifs aux distances vis-à-vis de zones à protéger, aux conditions du sol lors de l'épandage, et au délai entre l'épandage et la récolte ou la mise au pâturage. De plus, l'épandage de MRF, comme celui de toute autre matière fertilisante, doit respecter des contraintes environnementales visant à réduire la pollution d'origine agricole (RRPOA).

Pour ce qui concerne les MRF *certifiées conformes aux normes du BNQ* (amendements calciques ou magnésiens, composts, biosolides municipaux granulés), il nous semble que leur qualité est bien contrôlée et que ce genre de certification est adéquate pour obtenir des produits de qualité. Cependant, cette conclusion n'est pas un jugement sur les concentrations retenues par la norme. Aussi, il est dommage que le MENV n'aie pas mis en place un processus lui permettant d'effectuer un suivi systématique de la valorisation agricole des résidus BNQ.

Les concentrations maximales de contaminants permises dans les MRF relevant des *Critères provisoires* de 1997 ainsi que les charges maximales pouvant être épandues selon ces critères ont été comparées avec les valeurs permises dans d'autres pays. Les bases ayant servi à l'établissement des valeurs en vigueur dans les autres pays ne nous sont pas connues, sauf pour les États-Unis. Cependant, comme nous l'avons explicité dans la section V-1.3, l'analyse de risque sur laquelle sont fondés les critères américains ne nous paraît pas adéquate, et par conséquent ces critères nous apparaissent trop élevés.

Les concentrations critères C1, qui ne représentent pas les concentrations maximales permises, sont plus sévères (quatre contaminants) ou sont comprises dans l'intervalle de valeurs permises dans les autres pays. Les concentrations maximales permises au Québec (critères C2) sont quant à elles toutes comprises dans l'intervalle de concentrations permises dans les autres pays. Le critère C2 du molybdène (20 mg/kg) et le sous-critère C2 des dioxines/furannes pour pâturages et alimentation humaine (27 ng EQT/kg) correspondent aux critères les plus sévères.

Si l'on compare les charges annuelles permises par les réglementations de différents pays avec celles permises au Québec, il apparaît que les charges maximales pouvant être appliquées au Québec (provenant de biosolides C2) sont comprises dans la fourchette des charges maximales permises dans les autres pays, et sont au moins 7 fois inférieures à celles permises aux États-Unis (voir section V-1.3 pour la critique des valeurs américaines) (tableau I-29).

Des débats importants se sont mis en place dans la plupart des pays depuis quelques années, notamment suite aux préoccupations des agriculteurs et des distributeurs alimentaires. Dans quatre pays, la qualité des biosolides municipaux valorisés a été revue et a conduit à des limites

beaucoup plus sévères (qui correspondent parfois à une interdiction déguisée), et les discussions sont toujours en cours dans les autres pays.

CHAPITRE II

AGRICULTURE ET FERTILISATION AU QUÉBEC

TABLE DES MATIÈRES

1. PORTRAIT DE L'AGRICULTURE AU QUÉBEC	1
1.1 PRODUCTIONS VÉGÉTALES.....	1
1.2 PRODUCTIONS ANIMALES.....	3
1.3 VALORISATION DES MRF SUR LES TERRES AGRICOLES DU QUÉBEC	4
2 QUALITÉ DES SOLS	8
2.1 ÉLÉMENTS DE LA QUALITÉ DU SOL.....	8
2.1.1 La matière organique du sol.....	8
2.1.2 La structure du sol.....	9
2.1.3 Le pH du sol.....	9
2.1.4 Le drainage du sol.....	9
2.2 ÉLÉMENTS DE DÉGRADATION DES SOLS AGRICOLES.....	10
2.2.1 Érosion	10
2.2.2 Compaction des sols	11
2.2.3 Contamination des sols agricoles par l'azote et le phosphore	11
2.2.4 Contamination agrochimique des sols agricoles.....	12
2.2.4.1 Métaux	12
2.2.4.2 Dioxines/furannes	13
2.2.5 Contamination agrochimique des eaux souterraines.....	13
3 FERTILISATION DES SOLS AGRICOLES, CARACTÉRISTIQUES ET TAUX D'APPLICATION DES MATIÈRES FERTILISANTES	14
3.1 TYPES DE FERTILISATION	14
3.2 DÉTERMINATION DES BESOINS EN FERTILISATION.....	15
3.3 MATIÈRES FERTILISANTES UTILISÉES EN AGRICULTURE	15
3.3.1 Engrais de ferme	15
3.3.1.1 Sources et caractéristiques agronomiques.....	15
3.3.1.2 Quantités utilisées.....	16
3.3.1.3 Contamination des engrais de ferme.....	18
3.3.2 Chaux agricole	19
3.3.2.1 Sources et caractéristiques agronomiques.....	19
3.3.2.2 Quantités utilisées.....	19
3.3.2.3 Contamination de la chaux agricole.....	20
3.3.3 Engrais minéraux	20
3.3.3.1 Sources et caractéristiques agronomiques.....	20
3.3.3.2 Quantités utilisées.....	22
3.3.3.3 Contamination des engrais minéraux.....	24
3.3.4 Résidus des industries papetières.....	26
3.3.4.1 Sources des matières résiduelles fertilisantes	27
3.3.4.2 Caractéristiques agronomiques	28
3.3.4.3 Quantités valorisées en agriculture	30
3.3.4.4 Contamination des résidus de papetières	32
3.3.5 Biosolides municipaux et de fosses septiques	35
3.3.5.1 Origine et processus de production des biosolides municipaux	35
3.3.5.2 Caractéristiques agronomiques	36
3.3.5.3 Quantités valorisées en agriculture	37

3.3.5.4	Contamination des biosolides municipaux	37
3.3.6	Autres matières résiduelles fertilisantes.....	39
3.3.6.1	Autres amendements organiques	39
3.3.6.2	Autres amendements calciques ou magnésiens	41
4	CONCLUSION	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau II-1. Superficies destinées aux productions végétales au Québec	1
Tableau II-2. Superficies récoltées en légumes au Québec	2
Tableau II-3. Répartition de la production agricole québécoise par région administrative.....	2
Tableau II-4. Productions animales au Québec en 1997	4
Tableau II-5. Estimé des quantités de matières fertilisantes potentiellement valorisables par épandage ou valorisés.....	5
Tableau II-6. Valorisation agricole des MRF par région administrative	6
Tableau II-7. Valorisation des MRF par type de cultures	7
Tableau II-8. Surplus et déficits d'engrais au Québec	12
Tableau II-9. Concentrations de métaux dans les sols agricoles du Québec	13
Tableau II-10. Caractéristiques physiques et valeur agronomique moyenne des engrais de ferme.....	16
Tableau II-11. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon le type de cultures.....	17
Tableau II-12. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon les régions du Québec....	18
Tableau II-13. Concentrations des métaux dans les engrais de ferme du Québec	19
Tableau II-14. Concentrations de métaux dans la chaux agricole	20
Tableau II-15. Principaux types d'engrais minéraux	21
Tableau II-16. Quantité d'engrais vendus au Québec (1998-1999).....	22
Tableau II-17. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon le type de cultures.....	23
Tableau II-18. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon les régions du Québec...	24
Tableau II-19. Concentrations de contaminants dans les engrais minéraux en Amérique du Nord	24
Tableau II-20. Concentrations de métaux mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec....	25
Tableau II-21. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les engrais distribués au Québec	26
Tableau II-22. Caractéristiques des résidus de l'industrie des pâtes et papiers	29
Tableau II-23. Caractéristiques agronomiques moyennes des MRF de papetières ¹	30
Tableau II-24. Valorisation agricole des MRF de papetières selon les régions du Québec.....	32
Tableau II-25. Concentration de métaux et de dioxines/furannes dans les MRF de papetières.....	34
Tableau II-26. Caractéristiques agronomiques moyennes des biosolides municipaux et de fosses septiques ¹	36
Tableau II-27. Concentrations de métaux et de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux et de fosses septiques ¹	38
Tableau II-28. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres biosolides	39
Tableau II-29. Concentration de métaux et dioxines/furannes dans les autres biosolides	40
Tableau II-30. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres amendements calciques ou magnésiens	41
Tableau II-31. Concentrations moyennes de métaux et de dioxines/furannes dans les autres amendements calciques ou magnésiens ¹	42

LISTE DES FIGURES

Figure II – 1. Régions administratives du Québec.....	3

AGRICULTURE ET FERTILISATION AU QUÉBEC

1. PORTRAIT DE L'AGRICULTURE AU QUÉBEC

1.1 Productions végétales

En 1997, la superficie totale de terres agricoles au Québec était d'environ 3 200 000 hectares répartis entre 30 486 exploitations agricoles (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a). La superficie moyenne des fermes québécoises était d'environ une centaine d'hectares, dont la moitié était en culture (BPR Groupe-conseil et GREPA, 1999b).

La culture de plantes fourragères (foin cultivé, maïs fourrager), de céréales (maïs, orge, etc) et les pâturages occupaient en 1997 29,1%, 23,3% et 12,0% des superficies agricoles, respectivement, (tableau II-1). La culture de légumes et de fruits couvrait des superficies beaucoup plus restreintes (2,0% et 1,0% des superficies agricoles respectivement).

Tableau II-1. Superficies destinées aux productions végétales au Québec

Cultures	Superficies (‘000 ha)	Superficies (%)
Céréales	746,8	23,3
Maïs-grain	346,6	10,9
Fourrages	928,3	29,1
Pâturages	383,9	12,0
Cultures maraîchères	59,1	2,0
Fruits	28,6	1,0
Autres	1 039,8	32,6
Érablières	123,9	3,9
Total	3 186,5	100,0

Source : MAPAQ, 2000b

Données de 1997

De 1987 à 1996, la production maraîchère québécoise, en terme de superficie récoltée, a augmenté en moyenne de 1,7% annuellement, et s'est diversifiée. Les légumes les plus cultivés au Québec étaient le maïs sucré (31%), le pois de transformation (11,6%), les carottes (10,3%) et les haricots (9,8%) (tableau II-2) (MAPAQ, 1998).

Tableau II-2. Superficies récoltées en légumes au Québec

Légumes	Superficies récoltées (%)	Légumes	Superficies récoltées (%)
Maïs sucré	31	Poivron	1,4
Pois de transformation	11,6	Céleri	1,4
Carotte	10,3	Radis	1,1
Haricot	9,8	Asperge	0,8
Laitue	5	Courge et zucchini	0,8
Choux	4,9	Poireau	0,7
Oignon sec	4,2	Panais	0,6
Brocoli	3,5	Oignon vert et échalote	0,5
Tomate de champs	3,4	Épinard	0,5
Concombre	3,3	Choux de Bruxelles	0,1
Chou-fleur	2,5	Tomate de serre	0,1
Rutabaga	2,2	Concombre de serre	0,1

Source : MAPAQ, 1998

Données moyennes de 1987-1996

Le tableau II-3 présente la répartition des superficies agricoles selon les différentes régions administratives du Québec (figure II-1). Quatre régions représentent plus de 50% des superficies agricoles en culture du Québec : Montérégie (20,3%), Chaudière-Appalaches (14,7%), Centre du Québec (11,6%) et Bas-St-Laurent (10,5%).

Tableau II-3. Répartition de la production agricole québécoise par région administrative

Région	Superficie des cultures	
	(ha)	%
01- Bas-St-Laurent	335 430	10,5
02- Saguenay-Lac-St-Jean	183 801	5,8
03- Québec	108 184	3,4
04- Mauricie	111 654	3,5
05- Estrie	316 216	9,9
06- Montréal	389	0,01
07- Outaouais	154 657	4,9
08- Abitibi-Témiscamingue	175 952	5,5
09- Côte-Nord	11 950	0,36
10- Nord-du-Québec	2 127	0,07
11- Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine	40 285	1,3
12- Chaudières-Appalaches	469 412	14,7
13- Laval	4 493	0,1
14- Lanaudière	133 933	4,2
15- Laurentides	120 802	3,8
16- Montérégie	647 106	20,3
17- Centre-du-Québec	370 097	11,6
Total des régions	3 186 488	100,0

Source : MAPAQ, 2000b

Le type de productions végétales varie selon les régions (MAPAQ, 2000b). Le Bas-St-Laurent occupe une bonne place à l'échelle québécoise dans la production de fourrage (environ 13%). Le Saguenay-Lac-St-Jean occupe une place importante parmi les régions productrices de fruits, attribuable principalement à la production de bleuets. L'Outaouais consacre le tiers de sa superficie de production végétale aux fourrages. La région de Chaudière-Appalaches est au premier rang pour plusieurs productions végétales : céréales mélangées, certaines céréales fourragères (mil, trèfle, millet, sorgho), les pâturages, la superficie en acériculture et les boisés. Lanaudière occupe le deuxième rang en terme de superficies consacrées à la culture de légumes frais et le troisième rang pour l'ensemble des céréales. La Montérégie occupe la première position pour plusieurs productions dont les céréales et les légumes frais et de transformation. Le Centre-du-Québec occupe le deuxième rang pour la superficie consacrée à la production de céréales.



Source : MAPAQ, 2000b

Figure II – 1. Régions administratives du Québec

1.2 Productions animales

Les principaux cheptels québécois sont les cheptels avicoles (32 958 230 têtes), porcins (4 002 210 têtes) et bovins (1 484 501 têtes). Ces cheptels correspondent à 1 851, 3 031 et 20 058 exploitations, respectivement (tableau II-4).

Tableau II-4. Productions animales au Québec en 1997

Animaux	Nombre de têtes	Nombre d'exploitations
Cheptel bovin total	1 484 501	20 058
Cheptel laitier	823 393	11 118
- vaches laitières	453 635	10 884
Cheptel de boucherie	578 274	8 047
Cheptel de veaux lourds	82 834	893
Cheptel porcin	4 002 210	3 031
Cheptel ovin	118 891	930
Cheptel avicole	32 958 230	1 851
Cheptel de volailles spécialisées	3 914 351	475
Cheptel chevalin	17 232	3 123

Source : MAPAQ, 2000b

Les productions animales varient selon les différentes régions administratives du Québec (figure II-1). Ainsi, la Montérégie occupe le premier rang pour le volume de production animale. Le Bas-St-Laurent est la principale région productrice de moutons avec près de 30% de la production québécoise. L'Outaouais arrive au deuxième rang dans la production de vaches de boucherie en terme de nombre de têtes. Le cheptel bovin de boucherie de la région de Chaudière-Appalaches est le premier au Québec et son cheptel porcin représente 30% de la production porcine de la province. La région de Lanaudière possède le deuxième cheptel avicole de la province. Enfin la région du Centre-du-Québec compte le troisième cheptel laitier en importance de la province (MAPAQ, 2000b).

1.3 Valorisation des MRF sur les terres agricoles du Québec

En 1997, le MENV a estimé les quantités de MRF potentiellement valorisables à 6 070 000 t m.h., ce qui représente moins de 20% des quantités de fumiers et produits commerciaux (engrais minéraux, composts commerciaux et pierre à chaux) utilisés en agriculture (32 275 000 t m.h.) (tableau II-5) (Hébert, 1998). Les quantités de MRF estimées épandues en agriculture étaient de 860 000 t m.h. en 1997 et à plus de 821 000 t m.h. en 1999. Ces quantités représentent respectivement 2,6 et 2,5% des quantités de fumiers et produits commerciaux utilisés en agriculture en 1997, et 14 et 13,5% des quantités de MRF potentiellement valorisables. Les résidus de papétières, les biosolides municipaux et les poussières de cimenteries représentent 76%, 7% et 5% des MRF valorisées en agriculture en 1999, respectivement.

Tableau II-5. Estimé des quantités de matières fertilisantes potentiellement valorisables par épandage ou valorisés

Matière fertilisante valorisable ou valorisée	Quantités générées potentiellement valorisables ¹	Quantités estimées épandues ou compostées en 1997 ¹	Quantités épandues en 1999 ²
	Milliers de tonnes (base humide)		
<i>Fumiers et produits commerciaux</i>			
Fumiers	31 300	31 300	-
Engrais minéraux	445	445	-
Composts commerciaux	330 ³	330	-
Pierre à chaux	200	200	-
<i>Matières résiduelles (exogènes à l'agriculture)</i>			
Résidus de scieries	1 700 ⁴	n.d.	n.d.
Résidus de papetières	1 500 ⁴	575 (38%)	628 (76%)
Résidus agroalimentaires	1 050 ⁵	n.d.	20 (2%)
Résidus municipaux	950 ⁶	200 (21%)	n.d.
Biosolides municipaux	350 ⁴	45 (13%)	56 (7%)
Biosolides d'abattoirs	300	n.d.	31 (4%)
Poussières de cimenteries	120	40 (33%)	40 (5%)
Copeaux d'élitage	100 ⁷	n.d.	n.d.
Autres	n.d.	n.d.	46 (6%)
Total – Matières résiduelles exogènes	6 070	860 (14%)	821 (100%)
GRAND TOTAL	38 345	33 135 (86%)	-

¹ Adapté de Hébert, 1998

² Quantités estimées à partir des demandes de CA (Charbonneau et coll., 2000).

³ Une faible fraction seulement de cette quantité est utilisée en agriculture. Les composts commerciaux épandus proviennent en général du compostage de MRF exogènes; il y a donc une certaine redondance avec les données relatives à ces matières (voir les note 2 et 4)

⁴ Cette valeur tient compte du fait qu'une grande quantité de résidus sont brûlés, ce qui réduit les quantités potentiellement valorisables par épandage, mais les quantités compostées n'ont pas été soustraites. Les résidus de scieries et de papetières comportent notamment les écorces, les biosolides primaires, secondaires et de désencrage, les cendres, les boues de chaux, les lies de liqueur verte et les rejets d'éteignoir.

⁵ Ne tient pas compte des biosolides d'abattoirs. Les résidus laitiers, dont le lactosérum, ont été soustraits car ils sont déjà utilisés à près de 100% en alimentation.

⁶ Il s'agit de la fraction putrescible (excluant le papier et le carton). Les quantités brûlées ou compostées n'ont pas été soustraites.

⁷ Il s'agit de l'émondage réalisé pour le compte d'Hydro-Québec.

n.d. : non disponible

Les MRF sont valorisées sur les sols agricoles de toutes les régions du Québec (tableau II-6). En 1999, les régions qui recevaient les plus grandes quantités de biosolides étaient la région de Québec (140 611 t m.h./an), le Saguenay-Lac-Saint-Jean (105 378 t m.h./an) et le Centre du Québec (104 796 t m.h./an) alors que les régions qui recevaient les plus grandes quantités d'amendements calciques ou magnésiens étaient le Saguenay-Lac-Saint-Jean (8 897 t m.h./an), l'Estrie (5 746 t m.h./an) et la région de Québec (5 196 t m.h./an) (Charbonneau et coll., 2000). Il faut cependant noter que la destination des amendements calciques ou magnésiens n'était pas connue du MENV pour 69,7% de ces matières en 1999 puisque ces produits sont « dits »

conformes ou certifiés conformes aux normes du BNQ et que, dans ces conditions, leur valorisation ne nécessite pas de certificat d'autorisation.

En 1998, 1,7% ou 2,3% des superficies agricoles ont reçu des MRF selon l'UPA (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a) et le MENV (Charbonneau et coll., 2000), respectivement. Les régions où les plus grandes superficies agricoles ont reçu des MRF sont le Saguenay-Lac-Saint-Jean (4,1%), l'Estrie (3,9%), la Mauricie (3,8%), la région de Québec (2,8%) et l'Outaouais (1,7%).

Tableau II-6. Valorisation agricole des MRF par région administrative

Région	Quantité de MRF épandues en 1999 (tonnes humides/an)				Superficie recevant des MRF en 1998			
	Biosolides	%	ACM	%	Région	Biosolides	ACM	Total
01- Bas-Saint-Laurent	31 556	5	2 513	2,4	01	0,3%	1,0%	1,3%
02- Saguenay-Lac-Saint-Jean	105 378	15	8 897	8,5	*02	2,9%	1,2%	4,1%
03- Québec	140 611	21	5 196	4,9	03	2,0%	0,8%	2,8%
04- Mauricie	74 498	11	525	0,5	04	1,4%	2,4%	3,8%
05- Estrie	28 116	4	5 746	5,5	05	0,7%	3,2%	3,9%
07- Outaouais	68 101	10	0	0,0	07	1,0%	0,7%	1,7%
08- Abitibi-Témiscamingue	38 800	6	2 600	2,5	08	0,3%	0,8%	1,1%
12- Chaudière-Appalaches	42 400	6	2 737	2,6	12	0,5%	0,6%	1,1%
14- Lanaudière	20 638	3	962	0,9	14	0,1%	0,9%	1,0%
15- Laurentides	8 184	1	0	0,0	**15	0,1%	0,9%	1,0%
16- Montérégie	20 424	3	1 330	1,3	16	0,4%	0,5%	0,9%
17- Centre du Québec	104 796	15	1 375	1,3	17	0,4%	0,4%	1,1%
Indéterminé	0	0	73 252	69,7				
Ensemble du Québec	683 502	100	105 133	100	UPA ¹	0,7%	1,0%	1,7%
					MENV ²	1,0%	1,3%	2,3%

Source : Charbonneau et coll., 2000

¹ Superficies recevant des MRF en 1998 selon BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a.

² Superficies recevant des MRF en 1998 selon Charbonneau et coll., 2000.

* Incluant aussi les superficies des régions 9 (Côte Nord) et 10 (nord du Québec).

** Incluant aussi les superficies des régions 6 (Montréal) et 13 (Laval).

Il manque la région de la Gaspésie (#11)

En terme de cultures, les MRF sont principalement valorisées au niveau des fourrages (41%), des céréales (31%) et du maïs (10%) (Charbonneau et coll., 2000). Les cultures de céréales, maraîchères et de pomme de terre sont celles où la proportion des superficies cultivées recevant des MRF sont les plus importantes (4,38, 3,99 et 3,44%, respectivement) (tableau II-7).

Tableau II-7. Valorisation des MRF par type de cultures

Type de cultures	Répartition de l'utilisation des MRF- 1998 (%)	Répartition des superficies agricoles recevant des MRF – 1998 (%)
Grandes cultures		
- maïs	10	1,00
- céréales	31	4,38
- soja	6	1,54
- autres	-	2,22
Maraîchères	5	3,99
Pommes de terre	2	3,44
Petits fruits	-	0,69
Serres	-	0,07
Fourrages	41	1,56
Pâturages	-	0,22
Autres cultures	5	4,26
Total	100	1,69

Source : Charbonneau et coll., 2000

2 QUALITÉ DES SOLS

2.1 Éléments de la qualité du sol

Pour être fertile, un sol doit (i) offrir un milieu de croissance adéquat pour les végétaux, (ii) régulariser et répartir l'écoulement de l'eau dans l'environnement et (iii) jouer un rôle de tampon naturel. Les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol se combinent pour rendre le sol apte à remplir ces fonctions (Webber et Singh, 2000).

Croissance des végétaux

Pour qu'un sol donne de bonnes récoltes, il doit (i) constituer un milieu approprié pour la germination des graines et la pousse des racines et ne pas présenter de conditions chimiques néfastes, comme l'acidité, qui nuisent à la croissance des végétaux, (ii) fournir aux végétaux un apport équilibré d'éléments nutritifs, (iii) absorber l'humidité, l'emmagasiner et la libérer pour les plantes, et (iv) abriter une population de microorganismes qui recyclent les éléments nutritifs en les décomposant et qui aident les végétaux à résister aux maladies.

Régularisation et répartition de l'eau

Selon l'abondance des précipitations, un sol de bonne qualité emmagasine suffisamment d'eau pour favoriser une croissance optimale des récoltes et ne permettre qu'à une quantité limitée d'eau de s'écouler en surface en transportant des particules de sol ou de percoler sous la rhizosphère jusqu'aux eaux souterraines.

Tampon naturel

Un sol de bonne qualité peut absorber et retenir les éléments nutritifs et les libérer pour répondre aux besoins des récoltes.

Différents facteurs vont influencer la qualité des sols agricoles : la quantité de matière organique, la structure, le pH ainsi que le drainage du sol.

2.1.1 La matière organique du sol

La matière organique du sol comprend les résidus végétaux et animaux aux divers stades de décomposition, les cellules et les tissus des organismes du sol ainsi que les substances produites par les micro-organismes du sol. Une fois bien décomposée, la matière organique forme l'humus, un matériau brun foncé, poreux et spongieux.

La matière organique joue un rôle à plusieurs niveaux :

- Elle contribue à l'amélioration ou au maintien de la structure du sol en permettant l'agrégation des particules du sol (rôle de liant),
- Elle emmagasine et libère bon nombre d'éléments nutritifs nécessaires à la croissance des végétaux et des organismes du sol, et
- Elle contribue à la vie microbienne des sols puisqu'elle est une source de nutrition essentielle à la vie des micro-organismes.

La teneur en matière organique des sols varie généralement de 1 à 10% dans la majorité des terres agricoles, et peut atteindre 25% dans les terres noires (Webber et Singh, 2000). En cultivant le sol, notamment lors de cultures annuelles, seule une partie du matériel végétal produit est réincorporée au sol après les récoltes. Pour maintenir ou augmenter la teneur en matière organique du sol, il est donc nécessaire d'ajouter de la matière organique d'origine animale ou végétale, telle du fumier, des engrais verts, du compost, de la tourbe, des copeaux de bois, des biosolides, etc...

2.1.2 La structure du sol

La qualité de la structure d'un sol dépend en grande partie de la taille, de la forme et de la disposition des pores et des particules solides (sable, limon et argile). La matière organique est le principal liant dans la formation d'agrégats de particules de sable, de limon et d'argile. Dans un sol bien structuré, l'air, l'eau et les éléments nutritifs peuvent traverser les pores présents dans et entre les agrégats. De plus, l'assemblage des particules solides et des pores résiste bien aux agressions telles le travail cultural, la moisson, l'impact des gouttes de pluie, etc. Les deux formes de dégradation structurale les plus courantes sont l'érosion et le compactage du sol.

2.1.3 Le pH du sol

Au Québec, les sols sont généralement acides. Le pH naturel des sols agricoles non forestiers se situant entre 5,0 et 6,2 (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle). Une augmentation du pH favorise la disponibilité des éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium, etc) et réduit celle des métaux (à l'exception du molybdène). Cependant, une disponibilité trop élevée (due à une forte concentration et/ou au pH acide) de ces métaux dans le sol peut conduire à des effets phytotoxiques ou à une accumulation dans les tissus des plantes. Un pH près de la neutralité est également favorable au maintien et au développement des populations d'organismes du sol.

2.1.4 Le drainage du sol

Les sols agricoles du Québec sont plutôt humides en raison des quantités importantes de précipitations reçues. L'aménagement des sols par un drainage superficiel permet d'éliminer les

surplus d'eau et d'abaisser la nappe d'eau, favorisant ainsi une meilleure aération et un réchauffement plus rapide des sols au printemps.

2.2 Éléments de dégradation des sols agricoles

2.2.1 Érosion

Qu'elle soit hydrique ou éolienne, l'érosion est un processus par lequel le sol est transporté d'un endroit à l'autre. L'érosion contribue à la dégradation structurale car elle conduit à la perte de matière organique, ce qui appauvrit le sol et réduit les mouvements de l'eau et le rendement des cultures.

Les sols limoneux, les sols de sable très fins et les sols dont les agrégats ont été réduits en fines particules sont sensibles à l'érosion éolienne alors que les sols compactés absorbent mal l'eau et sont plus vulnérables à l'érosion hydrique. Les sols exposés s'érodent davantage que les sols bien protégés par des plantes ou des résidus végétaux. L'intensité des précipitations et le ruissellement sont les grandes forces d'érosion hydrique alors que la vitesse et la fréquence des vents sont des facteurs majeurs d'érosion éolienne.

Le portrait agro-environnemental des fermes du Québec (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a) a cherché à estimer l'étendue de l'érosion hydrique et de l'érosion éolienne à partir des observations des producteurs.

Environ 17% des entreprises agricoles observent de *l'érosion hydrique* au champ ou près des cours d'eau. Les pourcentages les plus élevés sont ceux obtenus auprès des entreprises spécialisées en grandes cultures (30% au champ et 23% près des cours d'eau), en cultures maraîchères (35% et 20%) et en pommes de terre (35% et 15%). Toutefois, les superficies déclarées affectées sont relativement faibles (1,6%), ce qui représenterait 33 500 hectares à l'échelle provinciale. Les pourcentages de superficies cultivées affectées par ce problème sont 2,0% pour les grandes cultures, 3,7% pour les cultures maraîchères et 3,2% pour les cultures de pommes de terre. En terme de pourcentage de superficies affectées, ce sont surtout les régions de Montérégie-Ouest (2,7% des superficies cultivées), Montérégie-Est (2,6% des superficies cultivées), Québec (2,3% des superficies cultivées) et Estrie (2,3% des superficies cultivées) qui ont déclaré ce type de problèmes. Selon l'inventaire des problèmes de dégradation des sols au Québec (cité par BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a), 45 900 hectares seraient affectés par l'érosion hydrique.

L'érosion éolienne semble affecter plus de superficies (2,2% des superficies cultivées) que l'érosion hydrique au champ, et ce particulièrement dans le cas des superficies cultivées en pommes de terre sur des sols sableux (12,4%) et en cultures maraîchères sur des sols organiques (8,4%). Les problèmes sont plus importants en Montérégie-Ouest (5,5% des superficies cultivées) et dans Lanaudière (4,8% des superficies cultivées). Ces superficies affectées par l'érosion éolienne représenteraient 46 000 hectares à l'échelle provinciale (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a), ce qui dépasse l'estimation réalisée en 1990 dans le cadre de l'Inventaire (28 625 hectares).

2.2.2 Compaction des sols

Le compactage des sols résulte d'une compression des particules qui réduit l'espace interstitiel du sol. La principale cause de compaction est le passage répété de machinerie lourde sur un sol humide durant les opérations de labour et de moisson. Les sols à texture fine (argileux et limoneux) des climats humides sont les plus vulnérables au compactage. Le risque est accru par la pratique de la culture en rang (maïs, soya, pommes de terre, légumes) pour lesquelles d'intenses opérations de labour et de récolte se déroulent souvent sur un sol humide.

Le portrait agro-environnemental des fermes du Québec a relevé le problème de compaction des sols chez plus de 18% des entrepreneurs agricoles (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a). À l'échelle provinciale, 3,3% des superficies cultivées seraient affectées par la compaction des sols selon les observations des producteurs.

2.2.3 Contamination des sols agricoles par l'azote et le phosphore

Le contenu en azote et en phosphore des déjections animales ne correspond généralement pas aux quantités d'azote et de phosphore prélevées par les cultures. Comme la quantité de phosphore nécessaire pour satisfaire aux besoins des cultures est généralement inférieure à la quantité d'azote nécessaire, les doses d'épandage utilisées pour combler les besoins en azote des cultures ont pour effet de produire une augmentation plus ou moins importante de la teneur en phosphore du sol. Le même phénomène peut être observé lors de l'utilisation d'engrais minéraux phosphatés en plus des déjections animales ou lors de l'utilisation au-delà du besoin des cultures. Cette situation sera d'autant amplifiée qu'elle se répétera fréquemment.

Pour les parcelles dont le sol est classifié « pauvre » ou « moyen » en phosphore, un enrichissement contrôlé est souhaitable pour obtenir des rendements de qualité. Cependant, dans le cas des parcelles dont le sol est classifié « bon », « riche » ou « excessivement riche », un enrichissement excessif nuit au maintien de la qualité des eaux de surface.

Le portrait agro-environnemental des fermes du Québec indique les surplus ou les déficits d'azote et de phosphore selon les régions (tableau II-8) (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999b). À l'échelle provinciale, il n'y a pas de surplus quantitatifs d'azote. Cependant, il existe des différences régionales importantes : certaines régions ont des surplus en azote alors que d'autres ont des déficits en azote. Les surplus quantitatifs notables en azote correspondent à des régions situées en partie dans les bassins versants où les teneurs en azote et en phosphore des cours d'eau sont reconnues comme problématiques, telles les rivières Yamaska (région Montérégie) et Assomption (région Lanaudière).

En ce qui concerne le phosphore, il y a des surplus dans toutes les régions du Québec qui correspondent à un surplus de l'ordre de 25 502 tonnes à l'échelle provinciale, soit l'équivalent de 20 kg de P_2O_5 par hectare de superficie réceptrice d'engrais.

Tableau II-8. Surplus et déficits d'engrais au Québec

Région	Azote		Phosphore	
	t N	kg N/ha	t P ₂ O ₅	kg P ₂ O ₅ /ha
Abitibi-Témiscamingue	- 2 144	- 44	49	1
Bas-St-Laurent	- 4 193	- 35	598	5
Centre-du-Québec	- 48	0	3 052	18
Chaudière-Appalaches	- 6 341	- 37	3 559	21
Estrie	- 3 451	- 39	1 502	17
Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine	- 321	- 34	151	16
Lanaudière	1 953	29	2 401	35
Laurentides	- 303	- 8	633	16
Laval, Montréal	45	22	114	56
Mauricie	423	9	1 477	30
Montérégie-Est	7 003	34	5 318	26
Montérégie-Ouest	4 641	29	4 347	28
Outaouais	- 973	- 38	136	5
Québec	- 462	- 13	1 079	29
Saguenay-Lac-St-Jean, Côte-Nord, Nord-du-Québec	- 1 859	- 23	1 084	13
Toutes les régions	- 6 030	- 5	25 502	20

Source : BPR Groupe conseil et GREPA, 1999b

2.2.4 Contamination agrochimique des sols agricoles

2.2.4.1 Métaux

La présence de métaux et de composés organiques dans les sols agricoles est attribuable à la formation géologique des sols, aux dépôts atmosphériques et à l'enrichissement dû à l'utilisation d'engrais et de pesticides.

Au Québec, la teneur en métaux lourds dans les sols agricoles a été caractérisée par Giroux et coll., 1992. Les teneurs en métaux totaux et en métaux disponibles¹ ont été mesurées dans l'horizon de surface de 76 des principales séries de sols agricoles du Québec. Le tableau II-9 présente les statistiques des résultats concernant les métaux totaux.

¹ Alors que l'analyse totale rend compte des charges naturelles et apportées, l'analyse des éléments disponibles rend compte de la fraction susceptible d'alimenter la solution du sol et de la plante (Giroux et coll., 1992)

Tableau II-9. Concentrations de métaux dans les sols agricoles du Québec

Métaux	Concentration de métaux totaux					Concentration de métaux disponibles	
	Moyenne	Écart-type	95 ^{ème} centile	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart- type
Aluminium	20 370	10 630	40 160	4 830	49 010	957	254
Cadmium	1,10	0,47	2,0	0,50	3,38	0,14	0,05
Chrome	40,0	27,1	98,0	7,9	110,3	0,39	0,14
Cobalt	13,9	6,8	26,4	4,7	31,7	0,46	0,30
Cuivre	19,1	9,5	35,9	5,6	53,5	3,3	2,0
Fer	22 130	8 250	37 140	7 380	41 600	218	75
Manganèse	434	231	853	130	1 453	31,6	28,0
Mercure	0,043	0,015	0,08	0,010	0,090	-	-
Nickel	21,8	13,3	48,4	2,1	54,0	0,77	0,58
Plomb	29,8	12,8	53,8	11,1	80,6	2,7	1,2
Zinc	62,8	27,0	105,6	16,9	119,9	2,0	1,0

Source : Giroux et coll., 1992

Concentrations exprimées en mg/kg m.s.

La teneur en métaux disponibles représente en moyenne de 1,0 à 17,3% de la teneur totale selon les éléments. La concentration totale de métaux et, dans une moindre mesure, la concentration disponible de métaux, varient avec les groupes texturaux de sols (argiles > loams argileux > loams > sables). Lors de fertilisation intensive, des « enrichissements » en certains métaux peuvent être observés.

2.2.4.2 Dioxines/furannes

Il existe peu de données concernant les teneurs de dioxines/furannes dans les sols agricoles au Québec. C'est pourquoi nous avons fait mesurer les concentrations de dioxines/furannes dans 14 sols agricoles du Québec. Les concentrations obtenues sont comprises entre 0,254 et 0,881 ng EQT/kg m.s., avec une moyenne de 0,499 ng EQT/kg m.s.² (annexe II-A).

2.2.5 Contamination agrochimique des eaux souterraines

Comme l'agriculture est souvent pratiquée sur de vastes superficies situées au-dessus d'importants aquifères, les produits agrochimiques (principalement les engrais et les pesticides) risquent de pénétrer dans les eaux souterraines après avoir lentement percolé dans le sol (Webber et Singh, 2000).

² En considérant la moitié de la limite de détection pour les congénères non détectés.

3 FERTILISATION DES SOLS AGRICOLES, CARACTÉRISTIQUES ET TAUX D'APPLICATION DES MATIÈRES FERTILISANTES

3.1 Types de fertilisation

Pour maintenir ou améliorer la fertilité d'un sol, il faut ajouter régulièrement ce qui a été prélevé du sol au moment de la culture. On doit donc régulièrement apporter :

- des engrais pour entretenir ou créer dans le sol des réserves en éléments nutritifs assimilables par les cultures,
- des amendements calcaires pour corriger le pH du sol dans le but de rendre disponibles les éléments nutritifs du sol ou ceux apportés au sol (Han et coll., 2000).

Les engrais de ferme (fumiers, lisiers, purins) ou les engrais minéraux apportent divers éléments nécessaires à la croissance et au maintien des plantes :

- éléments majeurs : azote, phosphore et potassium,
- éléments secondaires : calcium, magnésium, soufre,
- oligo-éléments : bore, cuivre, fer, manganèse, molybdène, zinc.

L'azote stimule la formation foliaire et la croissance rapide de la plante. La plus grande partie de l'azote contenu dans le sol se retrouve dans la matière organique. Cependant, cet azote n'est assimilable par les plantes que lorsque la matière organique est décomposée (taux de décomposition annuel : environ 1 à 3%). Les plantes assimilent surtout l'azote présent sous forme d'ion nitrate (NO_3^-), bien qu'elles puissent aussi en assimiler un peu sous forme d'ion ammonium (NH_4^+) (OMAFRA, 2000).

Le phosphore est responsable de la formation des fleurs, des fruits et des graines. Il stimule également la formation des racines et la maturation de la plante.

Le potassium joue un rôle important dans le processus de photosynthèse des plantes et améliore leur résistance à la destruction hivernale et aux maladies. Soluble dans l'eau, il est plus mobile dans le sol que le phosphore, mais moins que l'azote.

Un apport adéquat d'éléments secondaires et d'oligo-éléments est essentiel pour assurer une bonne production agricole. Toutefois, comme les quantités nécessaires de ces produits sont très faibles, nous n'en tiendrons pas compte lors de notre analyse.

Dans le contexte agricole, l'utilisation d'engrais minéraux, la décomposition de la matière organique et le lessivage par les eaux de pluie sont les principaux facteurs qui contribuent à l'acidification des sols. Comme l'équilibre adéquat du pH permet une meilleure utilisation des éléments nutritifs fournis aux plantes, des amendements basiques sont utilisés pour corriger le pH.

3.2 Détermination des besoins en fertilisation

Pour déterminer les quantités d'éléments majeurs qui seront appliquées dans les champs, il faut connaître les besoins en fertilisation de la culture, les teneurs d'éléments majeurs disponibles déjà présents dans les sols, la contribution en éléments majeurs reliée au précédent cultural (décomposition de résidus de cultures précédentes) ainsi que les apports en éléments majeurs des différentes matières fertilisantes utilisées (engrais de ferme, engrais minéraux, matières résiduelles fertilisantes).

Nous présentons ci-après les caractéristiques (valeurs agronomiques, quantités de matières fertilisantes appliquées et superficies recevant des matières fertilisantes ainsi que niveaux de contamination présents dans les matières fertilisantes) des principales matières fertilisantes : engrais de ferme et chaux agricole, engrais minéraux, résidus des industries papetières, biosolides municipaux et de fosses septiques, et autres matières résiduelles fertilisantes.

3.3 Matières fertilisantes utilisées en agriculture

3.3.1 Engrais de ferme

3.3.1.1 Sources et caractéristiques agronomiques

Depuis toujours, les engrais de ferme sont utilisés en agriculture. On distingue différents types d'engrais de ferme :

- Fumier : mélange des litières (paille, fourrage, etc) et des déjections animales liquides et solides, décomposé par la fermentation.
- Purin : partie liquide du fumier constituée par les urines et la décomposition des parties solides.
- Lisier : mélange d'excréments d'animaux contenant une grande quantité d'eau, conservé dans des fosses couvertes.

Les éléments nutritifs présents dans les engrais de ferme existent sous les formes minérale et organique. Une certaine proportion de la fraction minérale est directement utilisable par les cultures alors que la fraction organique doit être convertie en des formes minérales avant de pouvoir être assimilée par les plantes. La disponibilité de l'azote des engrais de ferme sera plus ou moins rapide en fonction de l'importance de la fraction minérale dans le fumier ainsi que du rapport carbone/azote (C/N). Le tableau II-10 présente les caractéristiques physiques et la valeur agronomique moyenne des principaux engrais de ferme.

Tableau II-10. Caractéristiques physiques et valeur agronomique moyenne des engrais de ferme

Engrais de ferme	Matière sèche (%)	Densité apparente	Valeur moyenne (%)		
			N	P ₂ O ₅	K ₂ O
Fumier					
. bovin laitier égoutté	24,0	0,75	0,55	0,38	0,54
. bovin laitier non égoutté	17,0	0,85	0,52	0,33	0,47
. bovin (semi-liquide ou pâteux)	9,3	0,90	0,38	0,18	0,36
. bovin de boucherie (parquet)	30,0	0,75	0,66	0,40	0,66
. volaille sur litière	57,0	0,50	2,70	2,50	1,30
. chevaux sur litière	25,0	0,70	0,50	0,20	0,40
. mouton sur litière	55,0	0,60	1,40	0,80	1,20
. chèvre sur litière	35,0	0,70	1,40	0,70	1,70
. lapin	57,0	0,60	1,80	1,80	1,00
. compost de bovin (jeune)	23,0	0,70	0,67	0,63	0,81
Purin					
. purin de bovin (purot)	1,0	1,0	0,05	0,02	0,15
. purin de bovin (pompage du muret)	2,3	1,0	0,18	0,06	0,28
Lisier					
. lisier de bovin	5,7	1,0	0,27	0,14	0,31
. lisier de porc à l'engraissement	3,5	1,0	0,37	0,25	0,22
. lisier maternité	3,6	1,0	0,32	0,29	0,16
. lisier de volaille dense	10,0	1,0	2,00	1,50	0,70
. lisier de volaille dilué	5,0	1,0	1,00	0,70	0,30

Source : Conseil des Productions Végétales du Québec (1996)

3.3.1.2 Quantités utilisées

En 1999, environ 31 300 000 tonnes (base humide) de fumiers et de lisiers ont été épandues sur les terres agricoles du Québec (Charbonneau et Hébert, 2000). Ces engrais de ferme épandus représentaient 137 873 t m.s. de N et 82 182 t m.s. de P₂O₅ pour l'année 1997 (Charbonneau et Hébert, 2000).

Au cours de l'année 1999, 41,6% des superficies en culture du Québec ont été fertilisées par des engrais provenant de la ferme et 10% par des engrais de ferme provenant d'une autre ferme (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a) (tableau II-11). Les fourrages constituent un type de cultures qui est plus fortement fertilisé par les engrais de ferme (65,5%, et 11,3% par des engrais provenant de l'extérieur de la ferme) car lorsqu'une ferme produit du fumier, elle produit généralement du fourrage.

Tableau II-11. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon le type de cultures

Type de cultures	Superficie en culture ¹ (ha)	Superficies en culture qui reçoivent des engrais de ferme (%)	
		Engrais provenant de la ferme	Engrais de ferme provenant de l'extérieur de la ferme
Grandes cultures			
Maïs-grain	278 390	27,1	12,7
Céréales	207 593	28,8	8,2
Soja	104 564	11,6	6,6
Autres	4 383	8,3	11,3
Fourrages	632 480	65,5	11,3
Pâturages	193 341	24,0	5,3
Maraîchères	33 193	6,3	10,2
Pommes de terre	14 981	3,6	14,7
Petits fruits	18 256	0,6	1,3
Pommes	5 074	2,1	6,7
Serres	562	0,6	1,5
Tabac	1 392	0,1	23,3
Autres cultures	3 271	7,3	20,6
Total des cultures	1 547 479	41,6	10,0

Source : BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a

¹ Superficies en culture déclarées par les entreprises recensées

Les pratiques de fertilisation varient également selon les régions (tableau II-12). Ainsi, en Chaudière-Appalaches, où le cheptel animal constitue près du 1/5 du cheptel du Québec, environ 2/3 des superficies cultivées reçoivent des fumiers ou des lisiers provenant de la ferme et 21,5% des superficies en culture reçoivent des engrais de ferme de l'extérieur. Dans le Bas-St-Laurent et en Estrie, plus de 50% et plus de 60%, respectivement, des superficies en culture reçoivent des engrais de ferme. Toutefois, dans deux régions de concentration d'élevage (Montréal-Est et Lanaudière), seulement 30% des superficies reçoivent des engrais générés sur la ferme et 13% des engrais en provenance d'autres fermes. Au total, seulement 52% des surfaces cultivées recevraient de l'engrais de ferme (tableau II-12). Selon le portrait de l'agriculture dressé pour l'UPA (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a), les superficies importantes de cultures peu fertilisées par les engrais de ferme comme le soja ou les cultures maraîchères expliqueraient probablement de tels résultats pour ces régions comparativement à ceux de la région Chaudière-Appalaches.

Tableau II-12. Superficies en culture fertilisées par les engrais de ferme selon les régions du Québec

Région	Superficie en culture ¹ (ha)	Pourcentage des superficies en culture qui reçoivent des engrais de ferme (%)	
		Engrais provenant de la ferme	Engrais de ferme provenant de l'extérieur de la ferme
Abitibi-Témiscamingue	85 668	36,1	0,3
Bas-St-Laurent	152 351	52,4	4,2
Centre du Québec	191 977	48,9	13,4
Chaudière-Appalaches	194 191	66,9	21,5
Estrie	104 927	60,0	15,0
Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine	15 352	25,8	0,5
Lanaudière	76 168	28,5	13,2
Laurentides, Laval, Montréal	50 360	33,2	3,4
Mauricie	62 744	36,5	7,8
Montréal-Est	231 599	30,6	13,0
Montréal-Ouest	182 004	19,3	4,9
Outaouais	45 045	32,0	0,7
Québec	43 610	44,6	12,1
Saguenay-Lac-St-Jean, Côte-Nord, Nord-du-Québec	111 484	38,1	2,7
Toutes les régions	1 547 479	41,6	10,0

Source : BPR Groupe conseil et GREPA, 1999b

¹ Superficies en culture déclarées par les entreprises recensées

3.3.1.3 Contamination des engrais de ferme

Au Québec, la concentration des métaux a été mesurée dans certains fumiers (tableau II-13) (CRIQ, 1994), mais nous n'avons pas trouvé de données concernant la teneur en dioxines/furannes dans les fumiers dans la littérature. Cependant, il existe différentes approches afin d'estimer ces valeurs (George Fries, U.S. Department of Agriculture, communication personnelle).

Tableau II-13. Concentrations des métaux dans les engrais de ferme du Québec

Métaux	Concentrations (mg/kg m.s.)				
	Lisier de porc	Fumier de bovin	Fumier de volaille	Fumier de mouton	Fumier de cheval
Arsenic	1,3	0,6	1	0,5	0,3
Cadmium	<1	<1	<1	<1	<1
Cobalt	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5
Chrome	<20	<20	<20	<20	<20
Cuivre	201 ¹	40	81	14	14
Mercuré	0,01	0,02	0,04	0,02	0,02
Mobybdène	4,84	<4	<4	<4	<4
Nickel	7,53	3,25	6,96	<3	<3
Plomb	13	8	19	9	6
Sélénium	1,1	0,5	1,6	0,4	0,4
Zinc	1012 ¹	195	506	75	53

Source : CRIQ, 1994

¹ D'autres données sur les concentrations de cuivre et de zinc du lisier de porc au Québec : 300 et 1291 mg/kg m.s., respectivement (Hébert, 2000).

3.3.2 Chaux agricole

3.3.2.1 Sources et caractéristiques agronomiques

Un sol est alcalin lorsqu'il est riche en ions basiques, principalement en ions calcium et magnésium et, à un moindre degré, en ions potassium et sodium. Les sols ont tendance à s'acidifier naturellement, compte tenu du lessivage continu qu'exerce la pluie sur les réserves de calcium, de magnésium et de potassium du sol. Cependant les apports d'engrais acidifiants, principalement l'azote, accélèrent considérablement l'acidification des sols. Puisque les cultures donnent généralement de faibles rendements sur un sol acide, il est souvent indispensable d'y effectuer un chaulage.

La chaux agricole est obtenue par la pulvérisation ou le broyage de la roche calcaire naturelle qui est composée principalement de carbonate de calcium et de carbonate de magnésium.

3.3.2.2 Quantités utilisées

En 1999, environ 400 000 tonnes de chaux agricole ont été utilisées sur les terres agricoles du Québec (Charbonneau et coll., 2000).

3.3.2.3 Contamination de la chaux agricole

Il existe quelques données concernant la présence de métaux dans la chaux agricole (tableau II-14) mais, à notre connaissance, il n'existe aucune donnée de concentrations de dioxines/furannes dans la chaux agricole disponible au Québec.

Tableau II-14. Concentrations de métaux dans la chaux agricole

Contaminant	Alimentation et Agriculture Canada (AAC) (chaux agricole) ¹	Alimentation et Agriculture Canada (AAC) (chaux) ¹	Freedman et Hutchinson, 1981 cité par Webber et Singh, 2000	Rogowski et Golding, 1998 cité par U.S.EPA, 1999a	Intervalles des valeurs
Arsenic	1,7 (6)	0,7 (5)	-	14,6 (10)	0,7-14,6
Cadmium	<1 (6)	<0,15 (5)	<0,1	2,5 (10)	<0,15-2,5
Chrome	42,6 (6)	2,1 (5)	<3	21,2 (7)	2,1-42,6
Cobalt	2,8 (5)	1,0 (5)	<1	-	<1-2,8
Cuivre	-	15,7 (5)	0,2	42,0 (9)	0,2-42,0
Mercure	0,01 (4)	-	-	0,1 (8)	0,01-0,1
Molybdène	20 (6)	0,45 (5)	-	-	0,45-20
Nickel	17,1 (6)	1,7 (5)	5	7,9 (8)	1,7-17,1
Plomb	4,2 (6)	2,5 (5)	<3	44,5 (10)	2,5-44,5
Vanadium	-	24,5 (3)	-	-	24,5
Zinc	23,3 (6)	7,8 (5)	<2	353,0 (7)	7,8-353

¹ Concentrations mesurées dans la chaux agricole au cours de 15 campagnes d'échantillonnage menées de janvier 1990 à octobre 1995 (Marc Hébert, MENV, communication personnelle)

3.3.3 Engrais minéraux

3.3.3.1 Sources et caractéristiques agronomiques

L'utilisation d'engrais minéraux (« de synthèse ») permet d'apporter des quantités importantes en azote (sous différentes formes, identifié par N), en phosphore (sous forme de phosphate, identifié par P₂O₅) et en potassium (sous forme de potasse, identifié par K₂O). Les valeurs indiquées dans la formulation N-P-K de l'engrais minéral correspondent au pourcentage de N, P₂O₅ et/ou K₂O dans le produit fini. Les principales catégories d'engrais minéraux de base sont présentées au tableau II-15.

Tableau II-15. Principaux types d'engrais minéraux

Catégorie d'engrais	Nom de l'engrais (abréviation usuelle)	Formulation ^{1,2} N-P ₂ O ₅ -K ₂ O
Engrais azotés	Urée	46-0-0
	Sulfate d'ammoniaque	21-0-0
	Nitrate d'ammoniaque	34-0-0
	Nitrate d'ammoniaque calcique (CAN)	27-0-0
	Ammoniac anhydre	82-0-0
	Solutions d'azote	variable
Engrais phosphatés (et azotés)	Phosphate bi-ammoniacal (DAP)	18-46-0
	Phosphate mono-ammoniacal (MAP)	11-52-0
	Superphosphate triple (TSP)	0-46-0
Engrais de potassium	Muriate de potasse (MP)	0-0-60
	Sulfate de potasse	0-0-50
	Sulfate de potassium magnésien	0-0-22

¹ Les proportions sont données en pourcentage (% N - % P₂O₅ - %K₂O).

² La formulation peut varier légèrement selon les fournisseurs.

Engrais azotés

Au cours de la synthèse des engrais azotés, on fait d'abord réagir le gaz naturel avec l'azote gazeux présent dans l'atmosphère pour produire de l'ammoniac gazeux, lequel sert ensuite de produit de base dans la fabrication des différents engrais azotés. On retrouve des engrais azotés sous forme solide (urée, nitrate d'ammoniaque, sulfate d'ammoniaque qui est un sous-produit de l'industrie du coke, nitrate d'ammoniaque) ou liquide (ammoniac anhydre qui est un gaz liquifié à -33°C et diverses solutions d'azote). L'azote contenu dans les engrais se présente sous la forme de nitrate ou d'ammonium, ou est rapidement converti dans le sol sous ces formes chimiques (OMAFRA, 2000).

Engrais phosphatés

Les engrais phosphatés sont fabriqués à partir de phosphate de calcium minéral et d'acide sulfurique. Les roches phosphatées doivent généralement être solubilisées et l'acide phosphorique obtenu par le traitement sert à la fabrication de certains engrais comme le superphosphate (TSP), le phosphate mono-ammoniacal (MAP) et le phosphate bi-ammoniacal (DAP).

Potassium

Le minerai de potasse, qui contient environ 40% de chlorure de potassium, est la matière première utilisée pour la fabrication des engrais potassiques.

3.3.3.2 Quantités utilisées

Un rapport de la consommation d'engrais au Canada pour l'année 1998-1999 (Korol et Rattray, 2000) indique les quantités d'engrais minéraux vendus au Québec, en terme de quantité d'engrais et de quantité d'éléments majeurs (tableau II-16). On constate que l'urée est le type d'engrais azotés le plus utilisé (près de 50%). Le phosphate bi-ammoniacal (DAP) constitue plus de 75% des engrais phosphatés appliqués alors que le muriate de potasse (MP) représente plus de 80% des engrais de potasse utilisés au Québec.

Tableau II-16. Quantité d'engrais vendus au Québec (1998-1999)

Composantes d'engrais	Quantité d'engrais (tonnes)	Quantité d'éléments nutritifs (tonnes)		
		Azote (N)	Phosphate (P ₂ O ₅)	Potasse (K ₂ O)
Azote				
Urée	91 380	42 035	-	-
Sulfate d'ammoniaque	4 518	949	-	-
Nitrate d'ammoniaque	14 346	4 878	-	-
Ammoniac anhydre	4 766	3 908	-	-
Solutions d'azote	32 038	10 076	-	-
Nitrate calcique	50 550	7 583	-	-
Total	197 598	69 429	-	-
Phosphate				
Phosphate mono-ammoniacal (MAP)	20 109	2 212	10 457	-
Phosphate bi-ammoniacal (DAP)	86 319	15 537	39 707	-
Superphosphate simple	395	-	79	-
Superphosphate triple (TSP)	4 844	-	2 228	-
Total	111 667	17 749	52 471	-
Potasse				
Muriate de potasse (MP)	98 576	-	-	60 131
Sulfate de potasse	1 401	-	-	701
Sulfate de potasse et de magnésium	19 669	-	-	4 327
Total	119 646	-	-	65 159
Matière inerte	11 017	7 539	3 672	1 281
TOTAL	428 911	94 717	56 143	66 440

Source : Association des fabricants d'engrais du Québec cité par Korol et Rattray, 2000

La quantité d'engrais minéraux utilisés au Québec en 1999 était de 455 000 tonnes (Charbonneau et Hébert, 2000). Les charges en azote et en phosphore épandues étaient de 94 922 et 53 903 tonnes, respectivement, ce qui correspond assez bien aux évaluations citées par Korol et Rattray (2000).

Le Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec de 1999 (BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a, BPR Groupe-conseil et GREPA, 1999b) présente des données concernant les superficies agricoles ayant reçu des engrais minéraux (tableau II-17). Au Québec, 64,5% des superficies en culture sont fertilisées par les engrais minéraux. Certaines cultures sont plus fortement fertilisées avec les engrais minéraux. Ainsi, plus de 90% des superficies cultivées en

tabac, en pommes de terre, en maïs-grain, en produits maraîchers et en serre sont fertilisées à l'aide d'engrais minéraux.

Tableau II-17. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon le type de cultures

Type de cultures	Superficies en culture qui reçoivent des engrais minéraux (%)
Grandes cultures	
Maïs-grain	96,7
Céréales	79,7
Soja	65,9
Autres	96,1
Fourrages	52,9
Pâturages	31,6
Maraîchères	94,7
Pommes de terre	98,8
Petits fruits	78,7
Pommes	75,6
Serres	91,2
Tabac	100,0
Autres cultures	49,2
Total des cultures	64,5

Source : BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a

Certaines régions du Québec utilisent plus intensivement la fertilisation par les engrais minéraux (tableau II-18). La proportion des superficies en culture recevant des engrais minéraux est plus élevée dans les régions où les cultures maraîchères et le maïs-grain sont plus fortement représentées (Montérégie-Est et Montérégie-Ouest, Centre-du-Québec et Lanaudière).

Tableau II-18. Superficies en culture fertilisées par les engrais minéraux selon les régions du Québec

Région	Superficies en culture qui reçoivent des engrais minéraux (%)
Abitibi-Témiscamingue	35,0
Bas-St-Laurent	50,4
Centre du Québec	78,1
Chaudière-Appalaches	49,5
Estrie	64,6
Gaspésie-Iles-de-la-Madeleine	44,0
Lanaudière	76,2
Laurentides, Laval, Montréal	67,7
Mauricie	62,7
Montréal-Est	81,2
Montréal-Ouest	83,1
Outaouais	42,6
Québec	58,9
Saguenay-Lac-St-Jean, Côte-Nord, Nord-du-Québec	49,2
Toutes les régions	64,5

Source : BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a, BPR Groupe-conseil et GREPA, 1999b

3.3.3.3 Contamination des engrais minéraux

Le tableau II-19 présente les concentrations de métaux mesurés dans des engrais minéraux en Amérique du Nord.

Tableau II-19. Concentrations de contaminants dans les engrais minéraux en Amérique du Nord

Contaminants	Concentration selon l'élément fertilisant			
	Azote ¹	Phosphore ²	Potassium ³	Autres éléments ⁴
Arsenic	0-5,3	0,3-12,8	<0,1-0,3	5-1662
Cadmium	<0,1-11	2,3-89	<0,1-1,6	0,75-398
Cobalt	<1	0,9-5	-	-
Chrome	<3-50,6	78,3-207	0,08-0,5	1,3-339
Cuivre	<0,4-41,3	0,45-107	0,3-1,6	8,1-29 650
Plomb	<3-31,8	3-217	0,3-9,1	5,4-10 013
Mercure	0,2	0,07-0,1	<0,1-0,1	0,1-3,36
Molybdène	-	8,2-15,5	-	-
Nickel	<1-11,8	4 - 10	0,51-2,9	2,5-890
Vanadium	64,8	89-216	1,0-1,2	1,5-99,1
Zinc	<1-205	74-240	0,9-1,6	6-77 300
Dioxines/furannes	-	0,45	0,74	0,47-1,8

Sources: Webber et Singh, 2000; Gevaio et coll., 2000; U.S.EPA, 1999a

Concentrations exprimées en mg/kg m.s. (métaux) ou en ng EQT/kg m.s. (dioxines/furannes)

¹ Urée, NPK

² NPK, phosphate mono-ammoniacal, phosphate di-ammoniacal, superphosphate triple, superphosphate simple

³ Muriate de potasse, K₂O

⁴ Soufre (élément, pH), fer, bore, manganèse, magnésium, zinc, mélanges microéléments.

Pour les besoins de notre évaluation de risques, le laboratoire du Centre d'expertise en analyse environnementale (CEAEQ) a réalisé des mesures de la concentration des métaux et des dioxines/furannes dans six types d'engrais minéraux mis sur le marché au Québec. Le tableau II-20 présente les concentrations de métaux mesurées dans les engrais (voir annexe II-A). Les engrais minéraux contribuent peu à l'apport de cadmium dans le sol, mais l'acidification qu'ils entraînent augmente la disponibilité du cadmium pour les plantes.

Tableau II-20. Concentrations de métaux mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec

Engrais minéraux	Concentration moyenne dans les engrais minéraux (mg/kg) ¹										
	As	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Urée (n=4)	0,125	0,1	1,01	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5
Nitrate d'ammoniaque (n=1)	0,125	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5
Nitrate d'ammoniaque calcique (n=1)	0,43	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,6	0,5	0,25	3,1
MAP (n=1)	6,7	2	65	2,6	1,25	0,0175	6	11,7	1,1	0,25	48,3
DAP (n=1)	10,5	3	72	3,9	3,2	0,0175	6	12,4	2,9	0,25	27,9
Muriate de potasse (n=1)	0,125	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5

Source : voir annexe II-A

¹ La moitié de la limite de détection a été utilisée pour les engrais où la concentration d'un métal était inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse.

Le tableau II-21 présente les concentrations de dioxines/furannes mesurées³ dans des engrais minéraux distribués au Québec (voir annexe II-A). La concentration de dioxines/furannes varie très peu d'un engrais à l'autre, notamment parce que dans la plupart des échantillons et pour la plupart des congénères, on utilise la moitié de la limite de détection. Seuls les congénères hepta-CDD, octa-CDD et octa-CDF ont été détectés dans certains engrais minéraux. La concentration moyenne de dioxines/furannes est de 0,261 ng EQT/kg m.s.

³ Les résultats d'analyse fournis par le laboratoire ont été retraités afin d'exprimer la teneur en dioxines/furannes en considérant que la concentration dans les échantillons « non détectés » ou « non quantifié » était égale à la moitié de la valeur de la limite de détection. Nous avons aussi tenu compte du rendement de l'analyse. Ces modifications sont incluses dans les données présentées dans les tableaux II-20 et II-21.

Tableau II-21. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les engrais distribués au Québec

Congénères ¹	FET	Urée 46-0-0	NA	NAC (27-0-0)	MAP (11-52-0)	DAP (18-46-0)	MP (0-0-60)
		Concentration des congénères (ng/kg m.s.)					
2378-TCDD	1	0,147	0,147	0,147	0,147	0,147	0,147
12378-PCDD	0,5	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
123478-HxCDD	0,1	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
123678-HxCDD	0,1	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
123789HxCDD	0,1	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
1234678-HpCDD	0,01	0,002	0,000	0,003	0,002	0,003	0,003
OCDD	0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000
2378-TCDF	0,1	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
12378-PCDF	0,05	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
23478-PCDF	0,5	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
123478-HxCDF	0,1	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
123678HxCDF	0,1	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
234678-HxCDF	0,1	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
123789-HxCDF	0,1	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
1234678-HpCDF	0,01	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
1234789-HpCDF	0,01	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
OCDF	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)²		0,260	0,263	0,262	0,263	0,263	0,262

Source : annexe II-A

NA, NAC, MAP, DAP et MP réfèrent à nitrate d'ammoniac, nitrate d'ammoniac calcique, phosphate mono-ammoniacal, phosphate di-ammoniacal, et muriate de potasse, respectivement.

¹ Un certain nombre de composés ont été détectés mais non quantifiés. La valeur des composés non quantifiés et non détectés a été considérée comme 1/2 de la limite de détection de la méthode.

² Estimé comme $\Sigma(\text{FET} \times \text{concentration des congénères individuels})$

3.3.4 Résidus des industries papetières

L'industrie des pâtes et papiers représente un secteur industriel important au Québec, avec 64 usines en activités, distribuées dans 16 régions administratives et 52 localités. L'Association des industries forestières du Québec (AIFQ) représente les sociétés productrices de pâtes et papiers, et les vingt-deux sociétés membres regroupent environ 97% de la production québécoise (Désilets, 2000).

Les usines pratiquant la valorisation sont essentiellement implantées en Mauricie (6 usines), au Saguenay Lac St-Jean et en Outaouais (4 usines par région), en Estrie, dans la région de Québec et dans le Bas St-Laurent (3 usines par région).

3.3.4.1 Sources des matières résiduelles fertilisantes

Les résidus générés par l'industrie des pâtes et papiers sont les résidus contenant des fibres de bois (écorces, boues de traitements primaire ou secondaire, résidus de désencrage), les cendres et les résidus calciques.

Les résidus de bois

On retrouve d'abord les *écorces* de billes de bois qui constituent maintenant plus de 15% de l'approvisionnement des usines en bois.

Il y a également les *boues de traitement primaire* des eaux de procédé. Ces résidus contiennent surtout des fibres trop fines pour être utiles à la fabrication du papier. Au Québec, plus de 40 établissements utilisent le traitement primaire.

Comme plus d'une vingtaine d'usines fabriquent du papier à base de pâte recyclée, elles produisent des *boues de désencrage*. Ces résidus contiennent des fibres imprégnées d'encre et de kaolin. Aujourd'hui, l'encre noire est à base de carbone et les encres de couleur sont principalement à base de pigments organiques.

Les *boues de traitement secondaire* contiennent des fibres et autres matières fines qui n'ont pas été enlevées lors du traitement primaire ou du désencrage, ainsi que des bactéries utilisées dans le système afin de digérer la matière organique dissoute encore présente dans l'eau. Ces résidus contiennent également les éléments nutritifs à base d'azote et de phosphore (engrais minéraux) qui ont été ajoutés au traitement afin de favoriser la croissance des bactéries, ainsi que des traces des différents produits chimiques utilisés dans la fabrication du papier. On utilise le traitement secondaire dans une quarantaine d'usines du Québec.

Les boues de traitement primaire et de traitement secondaire ainsi que les boues de désencrage sont souvent mélangées lors des procédés. L'appellation *biosolide* désigne les résidus qui ont subi un traitement secondaire (biologique), qu'il s'agisse de boues ayant reçu un traitement secondaires ou de mélanges de ce type de boues avec d'autres résidus (mélange des boues primaires, secondaires et de désencrage). Cependant, pour simplifier le texte de ce document, nous désignons sous le terme de « biosolides » toutes les boues de papeteries, qu'il s'agisse de boues primaires, secondaires, de désencrage ou de mélanges de ces boues. Les biosolides provenant des industries papetières sont des mélanges (i) de résidus de traitement primaire et de traitement secondaire des eaux de procédé ou (ii) de résidus de traitement primaire ou secondaire des eaux de procédé avec des résidus de désencrage. Occasionnellement, les résidus provenant du fond des lagunes peuvent aussi être incorporés dans les mélanges. Les lagunes sont les précurseurs du traitement secondaire. Généralement, les vidanges de lagunes ne se font pas plus fréquemment qu'une fois par an.

Les cendres

La combustion d'écorces de bois permet à une trentaine d'usines du Québec d'en tirer l'énergie thermique nécessaire à la génération de vapeur lors de la fabrication de papier. Certaines usines

l'utilisent aussi pour incinérer des boues d'épuration humides. Les cendres ainsi obtenues peuvent être valorisées comme amendement calcique. Les cendres contiennent environ 30% de matière organique.

Les résidus calciques

Dix usines québécoises fabriquent la pâte chimique à partir du procédé kraft et génèrent des sous-produits inorganiques calciques appelés résidus de chaux (carbonate de calcium pur précipité lors de la récupération de la soude caustique NaOH), lies de liqueur verte (dépôts accumulés au fond du bassin de liqueur verte et constitués principalement de carbonate de calcium, de sodium et de particules insolubles) et rejets d'éteignoir (résidus résultant de l'hydratation de l'oxyde de calcium par la liqueur verte lors du processus de récupération de la liqueur de cuisson).

Ces résidus ont des valeurs de pH élevées (pH médians de 10,7 à 12,5 selon Lavallée, 1996) puisqu'ils proviennent du cycle alcalin de récupération des usines de procédés Kraft (formation de $\text{Ca}(\text{OH})_2$). La teneur en matière organique est très faible car ces processus impliquent des réactions de composés inorganiques et la température est très élevée.

Le tableau II-22 présente les caractéristiques des différents résidus de papeteries.

La quantité de résidus générés étant associée à la production, on a observé ces dernières années une constante augmentation de la production de résidus. En 1997, 3 244 695 tonnes de résidus (avant incinération) ont été produits par les papeteries (Désilets, 2000). En 1998, les résidus produits par les papeteries se répartissaient comme suit : biosolides (59%), écorces (26,5%), cendres (5,1%), résidus alcalins (4,5%) et autres résidus (4,9%) (Désilets, 2000).

3.3.4.2 Caractéristiques agronomiques

Les biosolides primaires et de désencrage présentent des rapports carbone/azote (C/N) élevés, en moyenne de 281 (tableau II-23). Lorsqu'ils sont appliqués sur les sols, ils créent une demande d'azote pour les plantes à cause de l'immobilisation microbienne de cet élément. Il faut donc augmenter les doses d'engrais azotés afin d'assurer la nutrition optimale des cultures et ainsi éviter une baisse de production (Beauchemin et coll., 1992 cité par N'Dayegamiye, 2000).

Les biosolides mixtes et secondaires présentent quant à eux des rapports C/N moins élevés, en moyenne de 21 (tableau II-23). Ils sont riches en éléments nutritifs et peuvent être directement valorisés sans créer de nuisance à la croissance et à la production des cultures. Les biosolides apportent très peu de potassium, mais ils sont riches en calcium et magnésium et contiennent des quantités modérées d'éléments mineurs. L'application de biosolides de papeteries à l'état frais peut également restaurer rapidement ou maintenir la qualité et la fertilité des sols. En effet, les biosolides de papeteries, à la fois riches en éléments nutritifs, en carbone organique minéralisable, en cellulose, en hémicellulose et en lignine, peuvent stimuler intensément la microflore et la microfaune des sols ainsi que leurs activités spécifiques de structuration des sols, de minéralisation et de formation d'humus (N'Dayegamiye, 2000).

Tableau II-22. Caractéristiques des résidus de l'industrie des pâtes et papiers

Résidu	Origine	Contenu	Source de contaminants	Intérêt agronomique
Résidus de bois				
Écorces	Écorçage des billes de bois, copeaux		Contaminants présents dans les écorces	Amendement organique
Résidus de traitement primaire (boues primaires)	Décantation	Fibres de bois trop fines	Contaminants présents dans le bois	Amendement organique
Résidus de traitement primaire des usines de désencrage (boues de désencrage)	Traitement du papier recyclé	Fibres de bois imprégnées d'encre et kaolin	Carbone (encre noire), pigments organiques (encres couleurs)	Amendement organique
Résidus de traitement secondaire (boues secondaires)	Traitement biologique des fibres et matières fines non éliminées lors du traitement primaire	Fibres et autres matières fines, bactéries	Contaminants du bois, produits chimiques de procédés	Amendement organique, éléments nutritifs,
Biosolides	Mélange de boues primaires et/ou de boues de désencrage, et de boues secondaires			Amendement organique, éléments nutritifs,
Cendres (cendres volantes et cendres de grille)	Brûlage des écorces ou des biosolides		Contaminants présents dans le bois et/ou les boues	Amendement organique, éléments nutritifs, amendements calciques ou magnésiens
Résidus calciques provenant des usines kraft				
Résidus de chaux	Récupération de soude caustique utilisée dans la fabrication de la pâte	CaCO ₃		Amendements calciques
Lies de liqueur verte	Dépôts accumulés au fond du bassin de liqueur verte	CaCO ₃ , Na ₂ CO ₃ , particules insolubles		Amendements calciques, éléments nutritifs
Rejets d'éteignoirs	Hydratation de l'oxyde de calcium par la liqueur verte			Amendements calciques

Source : adapté de Désilets, 2000

Les cendres et les autres amendements calciques ou magnésiens présentent un pouvoir neutralisant élevé. De plus, les cendres contiennent des quantités importantes de potassium.

Tableau II-23. Caractéristiques agronomiques moyennes des MRF de papetières ¹

Type de MRF	Biosolides primaires et de désencrage	Biosolides mixtes et secondaires	Cendres ²	Autres amendements calciques ou magnésiens ³
Siccité (% m.s.)	44	26	79	79
Matière organique (%)	65	80	15	1
C/N	293	21	115	-
N-NTK (%)	0,15	2,37	0,07	-
N-NH ₄ (%)	-	0,10	0,01	-
P ₂ O ₅ (%)	0,08	0,96	1,25	0,29
K ₂ O (%)	0,06	0,21	3,03	0,32
Pouvoir neutralisant (%)	23	4	59	93
pH	7,8	6,8	12,6	11,3

Source : Charbonneau et coll., 2001

¹ Les données sont présentées sur une base sèche, sauf la siccité.

² Les données sur les cendres comprennent également les cendres de scieries, de centrales de co-génération, etc.

³ Boues de chaux et chaux hydratée des papetières

3.3.4.3 Quantités valorisées en agriculture

La gestion des résidus de papetières a beaucoup évolué au cours des dernières années. De 1993 à 1998, on a observé un accroissement de la production de pâtes et papiers, et par conséquent de la production de résidus (2 016 000 t m.h. en 1993 à 3 089 000 t m.h. en 1998). La quantité de biosolides produits est passée de 1 030 000 t m.h. en 1993 à 1 823 000 t m.h. en 1998. Le type de biosolides produits a également évolué avec les années. Ainsi, en 1993 les biosolides primaires constituaient la plus forte proportion des biosolides (près de 60%) alors qu'à partir de 1996, ce sont les biosolides mixtes qui constituaient la plus forte proportion des biosolides (environ 80% en 1998) (figure II-2).

Les modes de gestion des biosolides ont également évolués au cours de ces années. L'enfouissement des biosolides est de plus en plus délaissé par les industries au profit de la valorisation agricole, alors que la combustion et le compostage n'ont pas varié sensiblement (figure II-3).

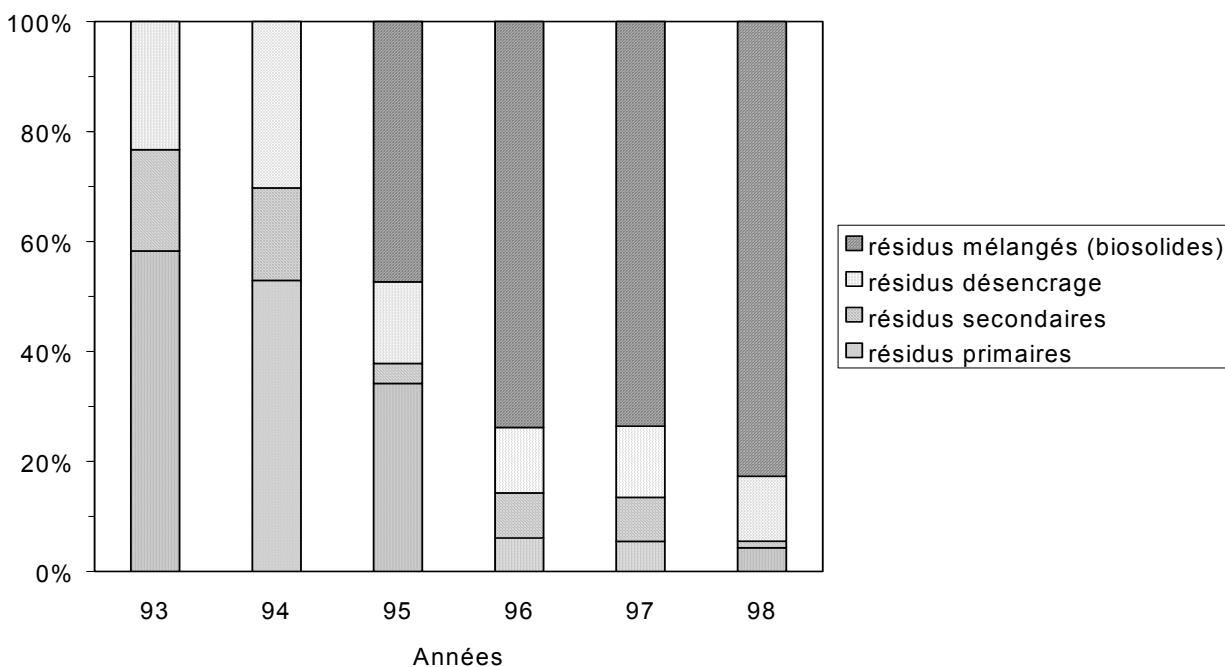


Figure II-2. Évolution du type de biosolides générés par les industries papetières du Québec (Source : Louis Désilets, AIFQ, communication personnelle)

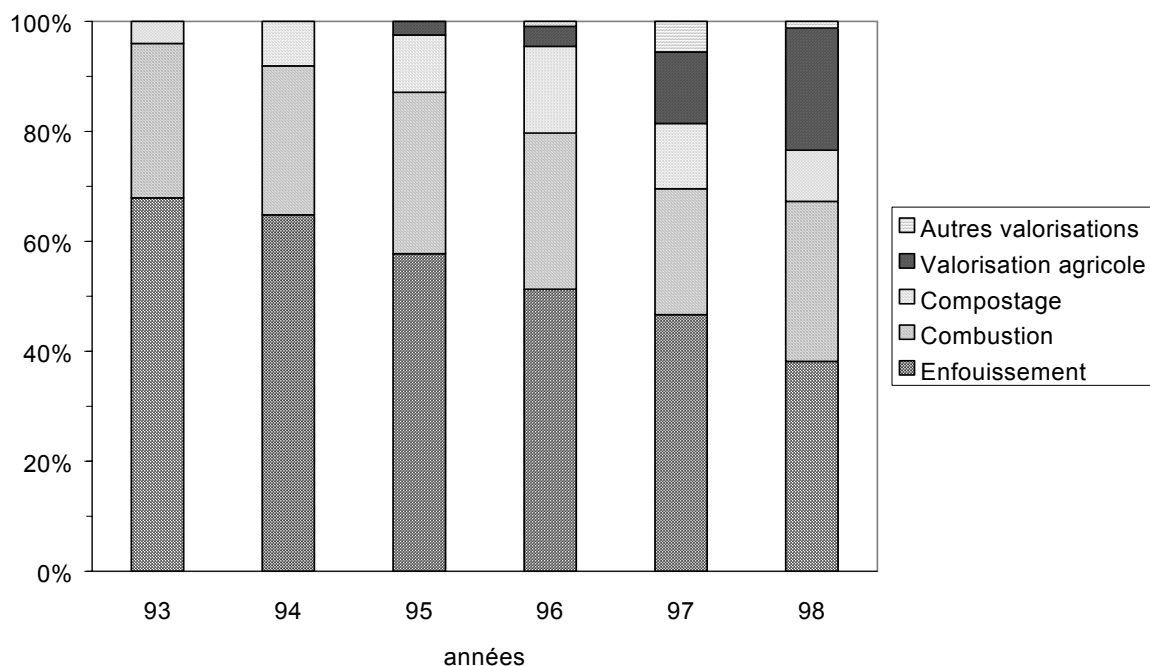


Figure II-3. Évolution des modes de gestion des biosolides par les industries papetières du Québec (Source : Louis Désilets, AIFQ, communication personnelle)

Un récent bilan du MENV indique que (i) 576 886 tonnes humides (156 114 t m.s.) de biosolides des papetières, (ii) 45 457 tonnes humides (35 866 t m.s.) de cendres des papetières (comprenant également les cendres de scieries, de centrales de co-génération, etc...) et (iii) 5 617 tonnes humides (4 345 t m.s.) d'amendements calciques ou magnésiens des papetières (boues de chaux et chaux hydratées) ont été valorisées en milieu agricole en 1999 (Charbonneau et coll., 2000).

Les biosolides des papetières (576 886 tonnes humides) représentaient 84% de l'ensemble des biosolides valorisés en 1999. Les 51 074 tonnes humides de chaulants générées par les papetières représentaient près de la moitié des chaulants générés dans le cadre de la valorisation agricole au Québec (Charbonneau et coll., 2000).

Le tableau II-24 présente également la répartition des MRF des papetières en fonction des régions du Québec. La région de Québec est celle où les plus grandes quantités de biosolides de papetières ont été valorisées (24,4%), suivie du Centre-du-Québec (15,3%), du Saguenay-Lac-St-Jean (15,1%), de la Mauricie (12,1%) et de l'Outaouais (11,8%). Comme la valorisation des amendements calciques ou magnésiens relève des normes du BNQ, la destination de ces matières n'était pas connue du MENV.

Tableau II-24. Valorisation agricole des MRF de papetières selon les régions du Québec

Région	Quantité de MRF de papetières épandues en 1999 (tonnes humides/an)		
	Biosolides		Amendements calciques ou magnésiens
	Quantité	%	
Abitibi-Témiscamingue	38 800	6,7	nd
Bas-St-Laurent	23 380	4,1	nd
Centre du Québec	88 527	15,3	nd
Chaudière-Appalaches	25 500	4,4	nd
Estrie	15 600	2,7	nd
Lanaudière	11 026	1,9	nd
Laurentides	7 147	1,2	nd
Mauricie	70 049	12,1	nd
Montréal	900	0,2	nd
Outaouais	68 101	11,8	nd
Québec	140 611	24,4	nd
Saguenay-Lac-St-Jean	87 245	15,1	nd
Indéterminées	0	0	51 074
Total	576 886	100	51 074

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

nd : information non disponible

3.3.4.4 Contamination des résidus de papetières

Le tableau II-25 présente les concentrations de contaminants mesurées dans les MRF des papetières au cours de l'année 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000). On constate que les biosolides mixtes et secondaires (plus de 98% des biosolides de papetières valorisées) ainsi que les biosolides primaires et de désencrage sont généralement classés C1, mis à part quelques

biosolides classés C2 à cause de leur concentration élevée en cadmium, en cuivre, en molybdène et en sélénium. En tout, 79% (454 516 tonnes humides) des biosolides de papetières sont classés C1 alors que 21% (122 370 tonnes humides) sont classés C2 (Charbonneau et coll., 2001).

En ce qui concerne les cendres, les concentrations de tous les contaminants respectent les normes du BNQ compte tenu du pouvoir neutralisant, sauf pour certains lots dont la concentration de zinc excède la concentration permise par la norme du BNQ (PN=100%). Les concentrations maximales de manganèse et de nickel, bien que plus élevées que les critères PN=75% peuvent être attribuées à des lots dont le PN est plus élevé que 75%. Les concentrations de tous les contaminants des autres amendements respectent les normes permises par le BNQ.

Tableau II-25. Concentration de métaux et de dioxines/furannes dans les MRF de papetières

Type de MRF	Statistique	Métaux																Dioxines/ furannes
		Al	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn	
Biosolides																		
Biosolides mixtes et secondaires N ≤ 25	Moyenne	3911	0,8	27,5	1,31	3,1	15,5	34	3114	0,11	806	500	2,5	10,2	8,0	0,64	93,0	1,57
	Écart-type	4970	0,6	22,4	0,82	2,1	15,2	39	3486	0,11	461	808	1,3	11,6	2,9	0,58	78,1	0,90
	Minimum	213	0,2	8,4	0,48	1,0	3,9	6	333	0,02	123	28	1,0	1,1	2,0	0,09	9,0	0,51
	Maximum	20000	2,9	82,3	3,50	9,0	82,0	195	12000	0,50	1847	3700	7,0	51,0	12,0	2,50	321,0	3,00
Biosolides primaires et désencrage N ≤ 8	Moyenne	2604	0,9	23,0	0,95	3,1	9,0	66	1453	0,20	1152	320	3,0	6,9	8,8	0,63	138,7	1,48
	Écart-type	1149	1,2	19,8	0,46	1,6	2,8	99	1008	0,21	545	553	1,2	5,2	2,9	0,33	84,4	0,74
	Minimum	705	0,3	4,3	0,48	1,2	6,3	10	500	0,02	571	25	1,5	2,8	5,3	0,07	59,0	0,96
	Maximum	3817	3,7	56,0	1,85	5,0	13,7	268	3050	0,60	1730	1554	4,6	17,7	12,7	1,00	289,0	2,00
Critère C1		-	13	-	3	34	210	100	-	0,8	-	-	5	62	150	2	500	17,0
Critère C2		-	75	-	10	150	1060	757	-	5	-	-	20	180	500	14	1850	100,0
Chaulants																		
Cendres N ≤ 16 PN moyen= 59%	Moyenne	14117	1,9	134,6	6,05	9,6	40,1	74	8493	0,09	14007	8163	4,6	47,4	21,7	0,90	923,5	0,73
	Écart-type	16102	1,2	81,0	4,61	4,4	36,6	47	3209	0,09	4719	4087	2,2	83,4	18,8	0,56	703,4	0,72
	Minimum	2154	0,6	12,5	1,00	4,4	10,9	37	2807	0,01	9000	3517	1,8	10,0	6,7	0,10	227,0	0,00
	Maximum	53500	4,3	239,2	17,30	20,0	149,3	235	14000	0,27	24200	19000 ₃	9,0	342,0 ₃	78,0	2,10	3100	2,10
Autres amendements ¹ N ≤ 4 PN moyen= 93%	Moyenne	956	0,6	2,9	4,05	12,7	13,4	16	706	0,07	3500	158	8,3	25,3	20,8	5,48	30,4	n.m.
	Écart-type	13	0,2	0,2	4,39	9,7	12,3	8	98	0,09	1323	13	8,5	24,1	27,7	5,27	28,4	n.m.
	Minimum	947	0,5	2,7	0,50	2,0	3,0	8	637	0,01	2500	146	2,0	2,8	5,0	0,10	2,7	n.m.
	Maximum	965	0,7	3,0	10,0	21,8	29,5	24	775	0,20	5000	172	20,9	56,3	62,0	10,00	68,0	n.m.
Critère PN= 75% ²		-	75	-	30	225	1590	1135	-	7,5	-	18750	30	270	500	21	2778	27
Critère PN= 100% ²		-	75	-	30	300	2120	1500	-	10	-	25000	40	360	500	28	2800	27

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

Concentrations exprimées en mg/kg m.s. (métaux) et en ng EQT/kg m.s. (dioxines/furannes)

¹ Boues de chaux et chaux hydratée des papetières.

² Tiré de la norme sur les amendements calciques ou magnésiens du BNQ Bureau de normalisation du Québec, 2000.

³ Ces valeurs, associées aux cendres de PN=59% et aux autres amendements de PN=93%, peuvent être attribuées à des lots dont le PN est situé entre 75% et 100%.

n.m. non mesuré.

En gras : Catégorie C2

En gras et souligné : > Critère C2 (biosolides) ou > Norme du BNQ (agents chaulants)

3.3.5 Biosolides municipaux et de fosses septiques

Les boues de stations d'épuration municipales à traitement biologique (« biosolides municipaux ») présentent aussi des caractéristiques agronomiques intéressantes, du fait de leur richesse en matière organique et en éléments nutritifs. Certains de ces biosolides sont traités et utilisés comme tels alors que des communautés urbaines visent à transformer leurs biosolides en biosolides granulés dans l'objectif d'une valorisation agronomique ou énergétique. La valorisation des biosolides municipaux non certifiés par le BNQ relève des *Critères provisoires* avec CA (MENV, 1997), alors que celle des biosolides municipaux granulés (BMG) relève désormais des normes du BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000b). Actuellement, aucun BMG n'est valorisé sur les terres agricoles au Québec.

3.3.5.1 Origine et processus de production des biosolides municipaux

Les biosolides municipaux sont des résidus obtenus par traitement des eaux usées (MENV et coll., 1991). L'épuration des eaux s'effectue en différentes étapes :

- Le *prétraitement* des eaux usées vise à retirer les déchets de grandes dimensions. Il comprend le dégrillage, le dessablage et le déshuilage.
- Les eaux usées peuvent, dans certains cas, subir une première décantation afin d'en retirer des matières en suspension. Les matières ainsi déposées constituent les biosolides. Puis, dans des bassins aérés ou des étangs, des micro-organismes dégradent la matière organique. Après ce *traitement biologique*, une décantation permet aux micro-organismes en suspension de sédimenter. Ces matières viendront également s'ajouter aux biosolides.
- Lors du *traitement physico-chimique*, des coagulants et des flocculants (alun, chlorure ferrique, polymères, chaux) sont ajoutés aux eaux usées afin de favoriser l'agglomération des matières en suspension sous forme de grosses particules décantables. Puis une décantation sépare les eaux épurées des biosolides. Ces biosolides contiennent des quantités importantes de résidus d'agents flocculants contenant du fer ou de l'aluminium.
- Enfin, un *traitement final* est souvent nécessaire afin de limiter le volume de biosolides à manipuler et les nuisances qui sont liées au caractère putrescible de ces biosolides.

Une première étape de stabilisation est nécessaire à tout projet de valorisation. Il existe trois principaux modes de stabilisation : biologique aérobie, biologique anaérobie et chimique. Les deux premiers modes permettent de diminuer le pouvoir fermentescible et de diminuer les odeurs des matières organiques dans les biosolides bruts. La stabilisation chimique ne diminue pas la quantité de matière fermentescible, mais par une augmentation du pH suite à l'apport de réactifs chimiques tel que la chaux vive, il se produit une action bactéricide et un blocage des fermentations acides nauséabondes.

Ensuite, des traitements visent à réduire la teneur en eau des biosolides : l'épaississement (5% de matières sèches), la déshydratation (10 à 40% de matières sèches) et le séchage (90-95% de matières sèches). Les biosolides séchés se présentent sous forme de poudre ou de granules.

Enfin, les biosolides bruts ou stabilisés peuvent être compostés ou traités à la chaux. Cette technique permet une excellente stabilisation de la matière organique et une diminution de la quantité des micro-organismes pathogènes.

3.3.5.2 Caractéristiques agronomiques

La matière organique dans les biosolides municipaux représente environ 50% de la matière sèche (MENV et coll., 1991). Les biosolides stabilisés ont un rapport C/N qui varie généralement de 6 à 15 selon leur type et leur niveau de traitement, et un coefficient de transformation en humus d'environ 30% de la matière sèche. De 75 à 85% de l'azote des biosolides municipaux se présente sous forme organique. L'azote inorganique est essentiellement sous forme ammoniacale. Le phosphore est en grande partie sous forme inorganique (50 à 75% du phosphore total). Les biosolides sont généralement très riches en phosphore mais pauvres en potassium (MENV et coll., 1991).

Le tableau II-26 présente les caractéristiques agronomiques moyennes des biosolides municipaux et de fosses septiques valorisés en milieu agricole en 1999 (Charbonneau et coll., 2001).

Tableau II-26. Caractéristiques agronomiques moyennes des biosolides municipaux et de fosses septiques¹

Paramètres	Valeurs²
Siccité (m.s.)	23
Matière organique (%)	43
C/N	10
N-NTK (%)	3,00
N-NH ₄ (%)	0,32
P ₂ O ₅ (%)	2,67
K ₂ O (%)	0,38
Pouvoir neutralisant (%)	64
pH	8,5

Source : Charbonneau et coll., 2001

¹ Ne comprend pas les biosolides municipaux de la CUM, de la CUO ni de la CUQ.

² Les données sont présentées sur une base sèche, sauf la siccité.

Les biosolides municipaux contiennent beaucoup de micro-organismes. La plupart des traitements de stabilisation réduisent le nombre d'organismes pathogènes sans toutefois les éliminer complètement. Certains parasites sous forme kystique et certaines bactéries et virus persistent dans le sol sur de longues périodes. Cependant la plupart des bactéries et des virus sont adsorbés à la matière solide, ce qui diminue leur mobilité (MENV et coll., 1991).

3.3.5.3 Quantités valorisées en agriculture

En 1999, 56 260 tonnes humides (13 411 tonnes sèches) de biosolides municipaux et de fosses septiques ont été valorisées sur les sols agricoles au Québec (0).

3.3.5.4 Contamination des biosolides municipaux

Le tableau II-27 présente les concentrations de métaux et de dioxines/furannes dans les boues municipales et de fosses septiques qui ont été valorisées en milieu agricole en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000). Ces boues n'incluent pas celles des communautés urbaines (CUM, CUO et CUQ). Les biosolides municipaux et de fosses septiques sont généralement plus contaminés par les métaux et les dioxines/furannes que les biosolides de papetières. La majorité des biosolides municipaux sont de catégorie C2 (73%) en raison des concentrations d'arsenic, de cadmium, cuivre, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc. De plus, 9% des biosolides municipaux étaient hors catégorie, les concentrations de cadmium et de cuivre dépassant les critères C2 (Charbonneau et coll., 2001). Le dépassement du critère C2 pour le cuivre observé au tableau II-27 a été permis par le MENV pour la valorisation des boues d'étang (petites municipalités car l'épandage de ces boues ne se fait que tous les 5 à 10 ans (Marc Hébert, MENV, communication personnelle)). La concentration maximale permise est de 1000 mg/kg au lieu de 757 mg/kg.

Tableau II-27. Concentrations de métaux et de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux et de fosses septiques¹

Statistiques	Métaux ²																Dioxines/ furannes ²
	Al	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn	
Moyenne ³	12511	6,5	18,2	3,44	11,0	25,4	438	11398	0,85	3525	604	4,1	25,5	74,2	1,73	357,3	8,59
Écart-type	8748	6,0	10,5	3,70	8,9	12,1	534	6627	0,48	1241	573	1,8	12,6	131,4	0,88	283,5	3,75
Minimum	774	0,8	5,8	1,00	3,0	3,0	53	94	0,11	1294	66	2,0	4,0	3,3	0,80	70,0	4,22
Maximum	31942	22,1	34,0	12,83⁴	28,8	41,2	1938⁴	23680	1,91	5685	2064	7,2	53,0	443,5	4,00	935,0	13,89
Critère C1	-	13	-	3	34	210	100	-	0,8	-	-	5	62	150	2	500	17,0
Critère C2	-	75	-	10	150	1060	757	-	5	-	-	20	180	500	14	1850	100,0

Source: Charbonneau et Hébert, 2000

¹ Les biosolides granulés de la CUM, CUO et CUQ sont exclus.

² Les concentrations de métaux sont exprimées en mg/kg m.s. et celles de dioxines/furannes en ng EQT/kg m.s.

N ≤ 11

⁴ Selon Marc Hébert, le dépassement des critères C2 du Cd et du Cu correspondrait à des cas non susceptibles de se reproduire de façon chronique.

Catégorie C1 : caractères normaux

En gras : catégorie C2

En gras et souligné : > critère C2

3.3.6 Autres matières résiduelles fertilisantes

3.3.6.1 Autres amendements organiques

D'autres types de MRF sont également valorisés au Québec. Le tableau II-28 présente les données concernant les biosolides et résidus d'abattoirs, les composts ainsi que les autres biosolides et résidus agroalimentaires valorisés en agriculture en 1999 (Charbonneau et coll., 2001).

Tableau II-28. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres biosolides

Paramètres ¹	Biosolides et résidus d'abattoirs	Composts	Autres biosolides et résidus agroalimentaires
Siccité (% m.s.)	9	54	13
Matière organique (%)	60	40	51
C/N	5	17	9
N-NTK (%)	6,10	1,20	4,05
N-NH ₄ (%)	1,02	0,01	0,76
P ₂ O ₅ (%)	3,25	1,60	5,13
K ₂ O (%)	1,83	0,55	2,16
Pouvoir neutralisant (%)	13	-	-
PH	9,0	7,2	5,4

Source : Charbonneau et coll., 2001

¹ Les données sont présentées sur une base sèche, sauf la siccité.

En 1999, 30 789 tonnes humides (2 446 tonnes sèches) de biosolides et résidus d'abattoirs et 19 567 tonnes humides (3 542 tonnes sèches) d'autres biosolides et résidus agroalimentaires ont été valorisés sur les sols agricoles au Québec (Charbonneau et coll., 2000). Les quantités de composts valorisés n'étaient pas connues lors de ce bilan.

Les niveaux de contamination de ces biosolides sont présentés au tableau II-29. Soixante-sept (67) pour cent des biosolides et résidus d'abattoirs sont classés C2 et 100% des autres biosolides et résidus agroalimentaires sont classés C2 (Charbonneau et coll., 2001). Les métaux en cause sont le cadmium, cuivre, molybdène et zinc. Certains composts sont classés C2 en raison des concentrations de cuivre et de zinc.

Tableau II-29. Concentration de métaux et dioxines/furannes dans les autres biosolides

Type de biosolides	Statistiques	Métaux ¹																Dioxines/furannes ¹
		Al	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn	
Biosolides et résidus d'abattoirs N ≤ 7	Moyenne	739	0,4	2,0	1,00	4,0	11,6	88	34229	0,04	8500	286	9,0	7,6	9,9	0,70	274,0	n.m.
	Écart-type	870	0,2	-	0,00	1,4	0,6	34	16099	0,01	10607	317	5,6	0,5	0,2	0,56	278,6	n.m.
	Minimum	124	0,2	2,0	1,00	3,0	11,2	51	16000	0,03	1000	61	5,0	7,0	9,7	0,20	99,0	n.m.
	Maximum	1355	0,5	2,0	1,00	5,0	12,0	117	46500	0,05	16000	510	12,9	8,0	10,0	1,30	690,0	n.m.
Compost N ≤ 3	Moyenne	11750	3,4	22,0	1,53	5,4	30,6	152	7805	1,07	4089	293	2,2	17,8	34,6	0,80	355,7	6,00
	Écart-type	-	1,3	-	0,50	2,4	18,0	111	3811	0,84	1995	53	0,7	9,9	12,9	0,44	255,4	0,57
	Minimum	11750	2,0	22,0	1,00	3,2	16,8	29	5110	0,22	2550	255	1,6	10,3	19,7	0,30	73	5,60
	Maximum	11750	4,6	22,0	2,00	8,0	51,0	245	10500	1,90	6343	330	3,0	29,0	43,0	1,10	570,0	6,40
Autres biosolides et résidus agro-alimentaires N ≤ 4	Moyenne	4304	0,9	17,2	2,00	3,5	26,5	60	3727	0,23	1783	106	5,5	13,0	10,0	0,53	40,2	n.m.
	Écart-type	1985	0,8	6,8	1,41	0,7	33,2	50	3261	0,30	294	90	0,7	14,1	0,0	0,39	40,2	n.m.
	Minimum	2900	0,3	12,4	1,00	3,0	3,0	3	32	0,01	1575	3	5,0	3,0	10,0	0,25	5,1	n.m.
	Maximum	5707	1,5	22,0	3,00	4,0	50,0	114	6200	0,44	1991	165	6,0	23,0	10,0	0,80	84,0	n.m.
Critère C1		-	13	-	3	34	210	100	-	0,8	-	-	5	62	150	2	500	17,0
Critère C2		-	75	-	10	150	1060	757	-	5	-	-	20	180	500	14	1850	100,0

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

¹ Les concentrations de métaux sont exprimées en mg/kg m.s. et celles de dioxines/furannes en ng EQT/kg m.s.

n.m. : non mesuré

En gras : catégorie C2

En gras et souligné :> Critère C2

3.3.6.2 Autres amendements calciques ou magnésiens

Le tableau II-30 présente les données agronomiques concernant les autres amendements calciques ou magnésiens valorisés en 1999, soit les poussières de cimenteries et les résidus magnésiens.

Tableau II-30. Caractéristiques agronomiques moyennes des autres amendements calciques ou magnésiens

Paramètres ¹	Poussières de cimenteries	Résidus magnésiens
Siccité (% m.s.)	91	50
Matière organique (%)	nd	nd
C/N	nd	nd
N-NTK (%)	nd	nd
N-NH ₄ (%)	nd	nd
P ₂ O ₅ (%)	0,07	1,12
K ₂ O (%)	6,42	nd
Pouvoir neutralisant (%)	65	51
PH	11,9	9,0

Source : Charbonneau et coll., 2001

¹ Les données sont présentées sur une base sèche, sauf la siccité.

nd: non déterminé

En 1999, 40 000 tonnes humides (36 400 tonnes sèches) de poussières de cimenterie et 14 059 tonnes humides (7 033 tonnes sèches) de résidus magnésiens ont été valorisées en milieu agricole (Charbonneau et coll., 2000).

Le tableau II-31 présente les concentrations de métaux et de dioxines/furannes dans les autres amendements calciques ou magnésiens valorisés. Puisqu'il n'y a qu'une seule usine qui produit chacun des ACM, seule les concentrations moyennes sont présentées. Tous ces produits respectent les normes BNQ pour les amendements calciques ou magnésiens (Bureau de normalisation du Québec, 2000).

Tableau II-31. Concentrations moyennes de métaux et de dioxines/furannes dans les autres amendements calciques ou magnésiens ¹

Type de biosolides	Métaux ²																Dioxines/ furannes ²
	Al	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn	
Poussières de cimenterie PN moyen=65%	-	1,4	40,6	2,70	2,2	26,2	8	-	0,02	7990	331	2,0	5,5	217,0	2,06	690,0	n.m.
Résidus magnésiens PN moyen=51%	8660	13,0	-	1,0	9,0	26,5	24	49167	0,03	184167	5089	4,5	37,5	9,0	0,50	8,0	n.m.
<i>Critère PN=50%</i>	-	75	-	20	150	1060	757	-	5,0	-	12500	20	180	500	14	1850	27
<i>Critère PN=75% ³</i>	-	75	-	30	225	1590	1135	-	7,5	-	18750	30	270	500	21	2778	27
<i>Critère PN=100% ³</i>	-	75	-	30	300	2120	1500	-	10	-	25000	40	360	500	28	2800	27

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

¹ Seules les moyennes étaient disponibles

² Concentrations exprimées en mg/kg m.s. (métaux) et en ng EQT/kg m.s. (dioxines/furannes)

³ Tiré de la norme sur les amendements calciques ou magnésiens du BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000).

En gras : catégorie C2

En gras et souligné : > Critère C2

n.m. : non mesuré

4 CONCLUSION

Le portrait provincial du MENV (section II-1) a montré qu'en 1999, 788 635⁴ tonnes humides de biosolides et ACM ont été épandues sur des sols agricoles, ce qui correspond à 683 502 (87%) tonnes humides de biosolides et 105 133 (13%) tonnes humides d'amendements calciques ou magnésiens (Charbonneau et coll., 2000). Les superficies de sols agricoles réceptrices de ces matières représenteraient 1,0 et 1,3%, respectivement, de toutes les superficies agricoles du Québec. Les régions dont la plus grande proportion de superficies agricoles est concernée sont le Saguenay-Lac-St-Jean, l'Estrie, la Mauricie, la région de Québec et l'Outaouais (de 4,1 à 1,7% pour les MRF totales). Les MRF sont essentiellement utilisées, en terme de proportion de superficies traitées, pour les grandes cultures, la culture maraîchère et la culture de pomme de terre.

La qualité des sols (section II-2) pose un certain nombre de problèmes au Québec (érosion, compaction, contamination par l'azote et le phosphore, contamination agrochimique des sols et des eaux souterraines). Dans certaines régions, on constate un excédent de phosphore attribuable à la fertilisation alors que d'autres sont en déficit d'engrais de ferme. Pour ces dernières, les MRF constituent un apport intéressant en matière organique et en éléments nutritifs.

La troisième partie de cette section (section II-3) concerne la fertilisation, les caractéristiques et les taux d'application des matières fertilisantes agricoles, tant traditionnelles (engrais de ferme, engrais minéraux, chaux agricole) que résiduelles (biosolides, amendements calciques ou magnésiens, composts). Les principales caractéristiques agronomiques des matières fertilisantes actuellement valorisées en milieu agricole au Québec ont été décrites.

Les données relatives aux concentrations de contaminants dans les MRF valorisées sur des sols agricoles québécois en 1999 sont i) la concentration moyenne de toutes les concentrations moyennes mesurées, et ii) la concentration maximale des concentrations moyennes mesurées. Il apparaît que

- les concentrations moyennes de contaminants dans les biosolides de papetières (biosolides mixtes et secondaires, biosolides primaires et de désencrage) sont de catégorie C1. Les concentrations maximales de cadmium, molybdène et sélénium (biosolides mixtes et secondaires) et les concentrations maximales de cuivre (tous les biosolides) sont de catégorie C2.
- les concentrations moyennes de biosolides municipaux et de fosses septiques (sauf les BMG de la CUO, de la CUM et de la CUQ qui n'étaient pas valorisées en 1999 en agriculture) sont de catégorie C1, sauf pour le cadmium, le cuivre et le mercure. Les concentrations maximales d'arsenic, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc sont également supérieures au critère C1, et les concentrations maximales de cadmium et de cuivre sont supérieures au critère C2⁵.
- Dans les autres biosolides toutes les concentrations moyennes sont de catégorie C1 sauf pour le molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-

⁴ Ce total ne comprend pas 32 483 t m.h. de MRF autres et non déterminées.

⁵ La valorisation de biosolides dépassant le critère C2 a été permise par le MENV car il s'agirait de fonds de lagunes qui ne sont pas susceptibles d'être utilisés régulièrement (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

- alimentaires) et le cuivre (compost). Les concentrations maximales qui sont de catégorie C2 sont les concentrations de cadmium (autres biosolides et résidus agro-alimentaires), de cuivre (tous ces biosolides), de molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-alimentaires) et de zinc (biosolides et résidus d'abattoirs, et compost)
- Dans tous les amendements calciques ou magnésiens (cendres et autres amendements calciques ou magnésiens provenant des papetières, poussières de cimenterie), les concentrations moyennes de tous les contaminants sont inférieures à la concentration maximale permise correspondant à leur pouvoir neutralisant. Seule la concentration maximale de zinc dans les cendres dépasse la concentration permise.

En tout, 21% des biosolides de papetières, 73%, des biosolides municipaux, 67% des biosolides et résidus d'abattoirs, et 100% des autres biosolides et résidus agro-alimentaires valorisés en 1999 étaient de catégorie C2. Les biosolides municipaux hors catégorie (>C2) représentaient 9% des biosolides municipaux. Quant aux ACM, 67% des cendres, 100% des poussières de cimenteries, 100% des autres résidus calciques ou magnésiens (boues de chaux et chaux hydratée des papetières) et 100% des résidus magnésiens étaient de catégorie C2. Les cendres hors catégorie (>C2) représentaient 27% des cendres valorisées (Charbonneau et coll., 2001).

CHAPITRE III

CADMIUM ET DIOXINES/FURANNES : PRÉSENCE DANS L'ENVIRONNEMENT ET TOXICITÉ

TABLE DES MATIÈRES

1. CADMIUM	1
1.1 EXPOSITION HUMAINE ATTRIBUABLE AU BRUIT DE FOND	1
1.1.1 Air	1
1.1.1.1 Concentrations dans l'air	1
1.1.1.2 Déposition atmosphérique	2
1.1.1.3 Tabagisme	3
1.1.1.4 Normes, critères et niveaux recommandés dans l'air	3
1.1.2 Eau	4
1.1.2.1 Concentrations dans l'eau	4
1.1.2.2 Normes, critères et niveaux recommandés dans l'eau	4
1.1.3 Aliments	5
1.1.3.1 Exposition via l'alimentation	7
1.1.3.2 Normes, critères et niveaux recommandés	7
1.1.4 Sol	7
1.1.4.1 Concentrations dans les sols québécois	7
1.1.4.2 Concentrations dans les sols canadiens et américains	8
1.1.4.3 Normes, critères et niveaux recommandés	8
1.1.5 Contact cutané	10
1.1.6 Doses d'exposition bruit de fond retenues par Santé Canada	11
1.1.7 Valeurs retenues pour l'estimation de la dose d'exposition bruit de fond	11
1.2 CONCENTRATIONS DE CADMIUM DANS LES MRF AU QUÉBEC	11
1.2.1 Cadmium dans les MRF de papetières	11
1.2.2 Cadmium dans les biosolides municipaux	12
1.3 COMPORTEMENT DU CADMIUM DANS LES SOLS	13
1.3.1 Facteurs impliqués dans la biodisponibilité du cadmium	13
1.3.2 Théories du « plateau » et de la « bombe à retardement »	15
1.3.3 Phytobiodisponibilité du cadmium apporté par des biosolides	16
1.4 TOXICITÉ DU CADMIUM	20
1.4.1 Toxicité aiguë	20
1.4.2 Toxicité systémique	20
1.4.3 Toxicité sur le système immunitaire	22
1.4.4 Toxicité du système reproducteur et le développement	22
1.4.5 Mutagénicité	23
1.4.6 Cancérogénicité	23
1.4.7 Populations plus sensibles à l'intoxication au cadmium	24
1.4.8 Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène	25
1.4.8.1 Valeurs dérivées par l'U.S.EPA	25
1.4.8.1.1 Version de 1991	25
1.4.8.1.1.1 Dose de référence	25
1.4.8.1.1.2 Concentration de référence (RfC)	25
1.4.8.1.1.3 Estimateurs de risque cancérigène pour l'exposition par inhalation	26
1.4.8.1.2 Version de 1999	26
1.4.8.1.2.1 Dose de référence	26
1.4.8.1.2.2 Concentration de référence	27

1.4.8.1.2.3	Estimateurs de risque cancérigène pour l'exposition par inhalation	27
1.4.8.2	Agency for Toxic Substances and Disease Registry	28
1.4.8.3	Organisation mondiale de la santé	28
1.4.8.4	Comparaison des différentes valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène	28
2.	DIOXINES ET FURANNES	30
2.1	EXPOSITION HUMAINE AUX DIOXINES/FURANNES ATTRIBUABLE AU BRUIT DE FOND	30
2.1.1	Air	30
2.1.1.1	Concentrations dans l'air	30
2.1.1.2	Déposition atmosphérique	31
2.1.1.3	Tabagisme	31
2.1.1.4	Normes, critères et niveaux recommandés	31
2.1.2	Eau	32
2.1.2.1	Concentrations dans l'eau	32
1.1.1.1.3	Eaux souterraines	32
1.1.1.1.4	Eaux de surface	32
1.1.1.1.5	Eau potable	32
2.1.2.2	Normes, critères et niveaux recommandés	32
2.1.3	Aliments	33
2.1.3.1	Concentrations dans les aliments	33
1.1.1.1.6	Légumes et céréales	33
1.1.1.1.7	Viandes	34
1.1.1.1.8	Poissons	35
1.1.1.1.9	Lait	35
2.1.3.2	Exposition via l'alimentation	37
2.1.3.3	Normes, critères et niveaux recommandés	39
2.1.4	Sols	39
2.1.4.1	Concentrations dans les sols québécois	39
2.1.4.2	Normes, critères et niveaux recommandés	40
2.1.5	Contact cutané	41
2.1.6	Valeurs retenues	41
2.2	CONCENTRATIONS DE DIOXINES/FURANNES DANS LES MRF AU QUÉBEC	42
2.2.1	Dioxines/furannes dans les MRF des papetières	42
2.2.2	Dioxines/furannes dans les biosolides municipaux	42
2.2.2.1	Origine des dioxines/furannes	42
2.2.2.2	Teneurs de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux	43
2.3	COMPORTEMENT DES DIOXINES/FURANNES DANS LES SOLS	44
2.4	TOXICITÉ DES DIOXINES/FURANNES	45
2.4.1	Toxicité aiguë	45
2.4.2	Toxicité systémique	46
2.4.3	Toxicité sur le système reproducteur et le développement	48
2.4.4	Mutagénicité	50
2.4.5	Cancérogénicité	50
2.4.6	Mécanismes d'action	50
2.4.7	Populations plus sensibles	51
2.4.8	Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène	51
2.4.8.1	Valeurs de référence (effets autres que le cancer)	51
2.4.8.2	Estimateurs de risque cancérigène	52

LISTE DES TABLEAUX

Tableau III – 1. Concentrations de cadmium dans l'air ambiant au Québec	2
Tableau III – 2. Concentrations de cadmium dans les eaux de pluie au Québec	3
Tableau III – 3. Concentrations de cadmium mesurées dans quelques aliments par le MAPAQ.....	5
Tableau III – 4. Concentrations de cadmium dans la nourriture aux États-Unis	6
Tableau III – 5. Concentrations de cadmium dans certains aliments aux États-Unis	6
Tableau III - 6. Critères et recommandations des concentrations de cadmium dans les sols	9
Tableau III - 7. Doses d'exposition au cadmium des Canadiens	11
Voie d'exposition.....	11
Tableau III – 8. Concentrations de cadmium dans les biosolides de papetières du Québec	12
Tableau III – 9. Concentrations de cadmium dans les biosolides municipaux	13
Type de biosolides/municipalité	13
Tableau III – 10. Indices d'absorption de cadmium de quelques espèces de légumes par rapport à la laitue (<i>Lactuca sativa</i>)	19
Tableau III – 11. Doses de référence pour le cadmium selon U.S.EPA, 1991	25
Tableau III – 12. Concentrations de cadmium dans l'air associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million selon U.S.EPA, 1991	26
Tableau III – 13. Concentration de référence du cadmium selon différents scénarios d'exposition simultanée par voie orale et par inhalation selon U.S.EPA, 1999b.....	27
Tableau III – 14. Risque cancérigène unitaire associé à une exposition par inhalation au cadmium selon U.S.EPA, 1999b	28
Tableau III-15. Valeurs de référence du cadmium par voie orale.....	29
Tableau III – 16. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans des légumes et céréales canadiens et américains.....	33
Tableau III – 17. Concentration de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans des viandes américaines	34
Tableau III – 18. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les œufs et les viandes canadiennes et américaines.....	34
Tableau III-19. Concentrations moyennes de dioxines/furannes dans des poissons aux États-Unis	35
Tableau III – 20. Concentrations de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans le lait aux États-Unis	35
Tableau III-21. Concentrations de dioxines/furannes dans les produits laitiers canadiens et américains..	36
Tableau III – 22. Concentrations des congénères de dioxines dans les laits de formules pour bébés des États-Unis	36
Tableau III – 23. Concentrations des dioxines/furannes dans le lait maternel.....	37
Tableau III – 24. Apport quotidien de 2,3,7,8-TCDD chez les Américains	37
Tableau III – 25. Apport quotidien de dioxines/furannes pour la population canadienne et américaine...	38
Tableau III – 26. Apport quotidien de dioxines/furannes via l'alimentation chez les Canadiens et les Américains	38
Tableau III – 27. Concentrations de dioxines/furannes dans des sols agricoles de la région de Saint- Basile-Le-Grand non affectés par l'incendie de 1988.....	40
Tableau III - 28. Critères de la <i>Politique</i> du MENV pour les dioxines/furannes dans les sols.....	41
Tableau III – 29. Concentrations de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux de divers pays...	43
Tableau III – 30. Contribution des congénères à l'équivalence toxique.....	44
Tableau III - 31 : Doses de référence et concentrations de référence pour les dioxines/furannes	52
Tableau III - 32. Doses de dioxines/furannes associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million (1×10^{-6})	53

CADMIUM ET DIOXINES/FURANNES : PRÉSENCE DANS L'ENVIRONNEMENT ET TOXICITÉ

Ce chapitre présente les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans l'environnement ainsi que les doses d'exposition humaine au bruit de fond au Québec. Les teneurs en cadmium et dioxines/furannes dans les MRF ainsi que le comportement de ces contaminants dans le sol sont également résumés. Enfin une brève revue sur la toxicité de ces contaminants a été dressée, incluant les différentes doses de référence et les estimateurs de risque cancérogène. Plusieurs de ces données seront utilisées comme intrants ou pour valider les résultats des évaluations de risques à la santé réalisées dans le chapitre V.

1. CADMIUM

1.1 Exposition humaine attribuable au bruit de fond

1.1.1 Air

1.1.1.1 Concentrations dans l'air

Les concentrations de cadmium dans l'air ambiant de quelques régions du Québec ont été mesurées par le MEF entre 1991 et 1994 (MEF, 1997). Les concentrations médianes de cadmium étaient inférieures à la limite de détection ($< 2 \text{ ng/m}^3$) à Québec, Laval, Jonquière et Sorel-Tracy (tableau III-1). Les concentrations médianes les plus élevées ont été mesurées à Murdochville et Rouyn-Noranda (3 et 10 ng/m^3 , respectivement).

Les concentrations de cadmium sous forme de particules de moins de $10 \mu\text{m}$ (PM10) ont été mesurées par Environnement Canada à quatre postes d'échantillonnage de la région de Montréal. Les concentrations moyennes de PM10 variaient de 0,40 à $3,24 \text{ ng/m}^3$ (André Germain, Environnement Canada, communication personnelle). Les concentrations moyennes de cadmium mesurées en régions rurales étaient plus faibles, variant de $0,1 \text{ ng/m}^3$ à Mingan à $0,6 \text{ ng/m}^3$ à Ste-Anne-de-Bellevue (Laurent Poissant, Environnement Canada, communication personnelle).

Tableau III – 1. Concentrations de cadmium dans l'air ambiant au Québec

Lieu	Période	N	Type de particules	Concentration (ng/m ³)				Réf- rence
				Médiane	Moyenne	Étendue	Maxi- male	
Québec	1991-1994	203	Totales	< 2	-	-	-	[1]
Laval	1991-1994	213	Totales	< 2	-	-	-	[1]
Jonquière	1991-1994	143	Totales	< 2	-	-	-	[1]
Sorel-Tracy	1991-1994	177	Totales	< 2	-	-	-	[1]
Murdochville	1991-1994	236	Totales	3	-	-	-	[1]
Rouyn-Noranda	1991-1994	224	Totales	10	-	-	-	[1]
Décarie /Métropole	1993-1996	101	PM 10 ¹	1,75	3,24	0,00 à 14,13	-	[2]
Montréal (rues Ontario /Amherst)	Hiver 1998-99 1993-1996	199	PM 10 ¹ PM 10 ¹	1,00 0,82	1,05 2,20	0,00 à 5,00 0,00 à 31,86	5,00	[2]
Rivière-des- Prairies	Hiver 1998-99		PM 10 ¹	1,00	1,05 et 0,57	0,00 à 4,89	-	[2]
Anjou	1993-1996	29	PM 10 ¹	-	0,40	0,00 à 5,68	-	[2]
Saint-Anicet	Mars 1994 Octobre 1996	152	Totales	0,1	0,4	0,05 ² - 7,8	-	[3]
Ste-Anne-de- Bellevue	Septembre 1995 Octobre 1996	71	Totales	0,3	0,6	0,05 ² - 9,0	-	[3]
L'Assomption	Septembre 1995 Octobre 1996	72	Totales	0,2	0,3	0,05 ² - 1,8	-	[3]
Villeroy	Janvier 1993 Octobre 1996	217	Totales	0,1	0,3	0,05 ² - 8,0	-	[3]
Mingan	Juin 1994 Octobre 1996	63	Totales	0,05	0,1	0,05 ² - 1,3	-	[3]

¹ Particules de taille < 10µm.

² ½ de la limite de détection

[1] : MEF, 1997

[2] : André Germain, Environnement Canada, communication personnelle

[3] : Laurent Poissant, Environnement Canada, communication personnelle

Les données ontariennes et américaines sont du même ordre de grandeur que celles du Québec. Les concentrations moyennes de cadmium mesurées dans l'air en 1982 dans différentes régions de l'Ontario étaient de 0,42, 0,46 et 0,31 ng/m³ (Chan et coll. 1986, cité par Environnement Canada, 1996). Aux États-Unis, des niveaux de 1 à 5 ng/m³ ont été rapportés dans les régions rurales américaines alors que les concentrations en zones urbaines variaient entre 5 et 40 ng/m³ (Elinder, 1995 cité par U.S.EPA, 1999b).

1.1.1.2 Dépôt atmosphérique

Les concentrations moyennes de cadmium mesurées par Environnement Canada dans les eaux de pluie varient de 0,09 à 0,14 ug/L (tableau III-2) (Poissant et coll., 2000).

Tableau III – 2. Concentrations de cadmium dans les eaux de pluie au Québec

Lieu d'échantillonnage	Période d'échantillonnage	N	Concentration (µg/L)		
			médiane	moyenne	Étendue
St-Anicet	mars 1994-oct 1996	141	0,1	0,14	0,015* - 1,2
Ste-Anne-de-Bellevue	sept 1995-oct 1996	63	0,1	0,12	0,01-1
L'Assomption	sept 1995- oct 1996	65	0,07	0,09	0,01-0,64
Villeroy	janv 1993-oct 1996	200	0,06	0,1	0,015* - 0,65
Mingan	juin 1994-oct 1996	125	0,06	0,11	0,015* - 1,9

Source : Poissant et coll., 2000

*: ½ de la limite de détection

Des estimations de la déposition atmosphérique de cadmium ont été faites aux États-Unis. Cook et Beyea (1998) ont estimé la déposition de cadmium en zone rurale au Tennessee à 1,6 g/ha-an (Lindberg and Turner, 1988 cité par Cook et Beyea, 1998) comparativement à 4,8 g/ha-an et 3,4 g/ha-an dans les régions du Lac Érié et du Lac Michigan, respectivement (données directes de déposition sèche et humide).

1.1.1.3 Tabagisme

Les fumeurs constituent le sous-groupe de la population qui est le plus exposé au cadmium. Le contenu typique en cadmium d'une cigarette est de 1 à 2 µg/cigarette (Elinder 1985a, cité par ATSDR, 1999). Le National toxicology program (NTP 1991, cité par ATSDR, 1999), a estimé la concentration moyenne de cadmium à 1,7 µg/cigarette. Le FDA (1993 cité par U.S.EPA, 1999b) estime que fumer un paquet de cigarettes par jour peut résulter en une exposition d'environ 10 µg de cadmium et une absorption de 1 à 3 µg de cadmium, soit une quantité semblable à la quantité absorbée par l'alimentation (compte tenu des taux d'absorption différents pour l'inhalation de fumée et pour l'ingestion de nourriture). Des mesures des niveaux de cadmium dans les tissus confirment que le tabagisme double la charge corporelle d'un fumeur comparativement à celle d'un non fumeur, faisant passer les concentrations moyennes dans les reins de 15-20 µg/g (poids humide) pour les non fumeurs à 30-40 µg/g (poids humide) pour de gros fumeurs âgés de 50-60 ans (NTP, 1991 cité par ATSDR, 1999). Le tabagisme passif ne semble toutefois pas augmenter les concentrations sanguines de cadmium (Willers et coll., 1988, cité par ATSDR, 1999). Dans notre évaluation du risque associé à l'utilisation des MRF en agriculture au Québec, nous n'avons pas retenu l'exposition via le tabagisme.

1.1.1.4 Normes, critères et niveaux recommandés dans l'air

Il n'existe pas de normes québécoises ou canadiennes concernant les teneurs maximales de cadmium permises dans l'air ambiant. Seul le Service de l'environnement de la Communauté urbaine de Montréal applique une norme horaire de 0,96 µg/m³ et une norme pour 8 heures de 0,5 µg/m³ pour le cadmium sous forme de poussières et de sels (Communauté urbaine de Montréal, 1986).

1.1.2 Eau

1.1.2.1 Concentrations dans l'eau

EAUX SOUTERRAINES

Choinière et Beaumier (Choinière et Beaumier, 1997) ont estimé que la concentration moyenne de cadmium dans les eaux souterraines de la région des Basses-Terres du St-Laurent, des Appalaches, de la région au nord de St-Jérôme et de celle au nord de Trois-Rivières varie entre 0,12 et 0,17 µg/L. Certaines régions de l'Abitibi présentent des teneurs de cadmium plus élevées (concentration moyenne de 0,4 µg/L).

EAUX DE SURFACE

Selon le MENV, les données les plus valables concernant les mesures de cadmium dans l'eau de surface proviennent du fleuve Saint-Laurent. La valeur médiane de ces concentrations de cadmium est 0,0185 µg/L (Sylvie Cloutier, MENV, communication personnelle).

EAU POTABLE

Les données canadiennes suggèrent que les concentrations de cadmium sont généralement inférieures à 0,1 µg/L dans les systèmes d'eau douce (Environment Canada, 1996). Un relevé des sources d'approvisionnement en eau potable publié en 1979 montrait que la concentration maximale de cadmium était de 0,27 µg/L dans l'eau potable au Canada. En 1987, au cours d'une enquête sur la ration alimentaire des Canadiens, on a constaté que les concentrations de cadmium dans l'eau potable de cinq villes du pays étaient inférieures à 0,1 µg/L (Santé et Bien-être social Canada, 1996). Les concentrations de cadmium dans l'eau potable de la ville de Montréal de 1972 à 1988 étaient toutes inférieures au seuil de détection (0,5 µg/L). Les niveaux de cadmium dans l'eau potable des États-Unis n'excèdent généralement pas 1 µg/L (Konz et Walker, 1979 cité par U.S.EPA, 1999b) avec une moyenne de 0,5 µg/L (Meranger et coll. 1981, cité par U.S.EPA, 1999b).

1.1.2.2 Normes, critères et niveaux recommandés dans l'eau

Le critère du MENV pour les eaux de surface (MEF, 1996a) ainsi que la concentration maximale acceptable selon Santé Canada pour l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada, 1996) sont de 5 µg/L. Cette limite de 5 µg/L est basée le fait que la consommation quotidienne de 1,5 L d'eau ne devrait pas dépasser 12% de l'apport hebdomadaire admissible provisoire de 0,4 à 0,5 mg recommandé par un comité mixte d'experts de la FAO et de l'OMS (Santé et Bien-être social Canada, 1996).

1.1.3 Aliments

Concentrations dans les aliments au Québec

Une étude de Villeneuve et Dewailly (Villeneuve et Dewailly, 1993) a évalué la contamination des aliments par les métaux lourds à partir principalement des données de Santé et Bien-être social Canada et, en partie, des analyses du Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) (produits laitiers, poissons et fruits de mer et certains végétaux) et celles du ministère de Pêches et Océans Canada (poissons marins et fruits de mer). Ces données sont présentées à l'annexe III-A.

Le MAPAQ nous a communiqué quelques données concernant la présence de cadmium dans les aliments (Jacques Boulanger, MAPAQ, communication personnelle). Le tableau III-3 présente un résumé de ces informations. Ces concentrations sont généralement du même ordre de grandeur que celles utilisées par Villeneuve et Dewailly (1993), sauf pour les tomates en conserve qui présentent des concentrations cinq fois plus élevées.

Au Québec, la concentration moyenne de cadmium dans des mollusques pêchés sur la Haute Côte-Nord est de 50 µg/kg poids humide (Tremblay et coll., 1999).

Tableau III – 3. Concentrations de cadmium mesurées dans quelques aliments par le MAPAQ

Aliments	Date d'échantillonnage	Nombre	Concentration moyenne (µg/kg)	Étendue des concentrations (µg/kg)
Pâté de foie	12.97 – 03.98	53	7,5	0,0 – 14,7
Bœuf haché	08.97 – 02.98	23	0,55	<0,5 – 3,0
Foie de bœuf	08.97 – 02.98	22	39	8,2 – 113
Farine	08.97 – 02.98	19	23	2,2 – 53
Tomates en conserve	08.97 – 02.98	6	130	19,6 – 315
Mollusque	08.97 – 02.98	12	270	113 – 664
Fromages (cheddar)	08.97 – 02.98	14	2,0	0,0 – 13,8

Source : Jacques Boulanger, MAPAQ, communication personnelle

¹ Unités non précisées, mais on suppose qu'il s'agit de matière sèche.

Concentrations dans les aliments au Canada et aux États-Unis

Des teneurs de cadmium de 0,53 µg/kg dans les jus et de 34 µg/kg dans les céréales sèches ont été rapportées pour la nourriture pour bébés au Canada (Debeka et McKenzie, 1988 cité par ATSDR, 1999).

Lors d'une étude concernant l'alimentation (Total Diet Study) réalisée par le U.S. Food and Drug Administration (FDA), les concentrations de cadmium de 12 groupes d'aliments recueillis dans 27 villes américaines ont été mesurées (tableau III-4). Le cadmium a été détecté dans presque tous les échantillons, les concentrations les plus faibles étant dans les breuvages et les fruits, et

les concentrations les plus élevées dans les légumes à feuilles et les pommes de terre (Gartrell et coll. 1986 cité par ATSDR, 1999).

Tableau III – 4. Concentrations de cadmium dans la nourriture aux États-Unis

Type d'aliments	Concentration moyenne (µg/kg ¹)	Étendue des concentrations (µg/kg ¹)
Pommes de terre	42,1	16-142
Légumes à feuilles	32,8	16-61
Grains et céréales	23,7	2-33
Légumes racines	15,9	Trace-28
Fruits du jardin	17,1	Trace-93
Huiles et gras	10,8	Trace-33
Sucres et succédanés	10,9	Trace-53
Viandes, poissons et volailles	5,7	Trace-14
Légumes légumes	4,4	Trace-16
Produits laitiers	3,5	Trace-16
Fruits	2,1	Trace-12
Breuvages	1,3	-
Tous les groupes	-	Trace-142

Source : Gartrell et coll. 1986 cité par ATSDR, 1999

¹ Unités non précisées, mais on suppose qu'il s'agit de matière sèche.

Le tableau III-5 présente les concentrations de cadmium mesurées aux États-Unis dans les aliments les plus chargés en cadmium, comme les coquillages, les champignons sauvages comestibles, les graines de tournesol ou le chevreuil. Le foie et les reins des mammifères, spécialement des animaux qui ont une longue durée de vie, peuvent accumuler des concentrations importantes de cadmium.

Tableau III – 5. Concentrations de cadmium dans certains aliments aux États-Unis

Type d'aliments	Moyenne (µg/kg)	Maximum (µg/kg)	Étendue (µg/kg)
Riz	7,43 ± 2,11 ¹	-	-
Huîtres	-	8 000 ¹	-
Chair de saumon	-	3 000 ¹	-
Drills	26 000 (m.s.)	-	-
Palourdes	500-1 000 (m.s.)	-	-
Palourdes à coquille dure (n=75)	90 ± 60 (m.f.)	-	-
Palourdes à coquille molle (n=59)	50 ± 40 (m.f.)	-	-
Huîtres de l'est (n=104)	510 ± 310 (m.f.)	-	-
Huîtres du Pacifique (n=40)	1 100 ± 600 (m.f.)	-	-
Champignons sauvages comestibles	-	10 000 ¹	-
Graines de tournesol	480 ± 110 (m.f.)	-	330-670 (m.f.)
Chevreuil	1 700 (m.s.)	-	2-23 000 (m.s.)
	4 000 (m.s.)	-	
	400 (m.s.)	-	
	1 300 (m.s.)	-	

Source : ATSDR, 1999

m.s. : matière sèche

m.f. : matière fraîche

¹ Moyenne géométrique. La référence ne précisait pas s'il s'agissait de matière sèche ou de matière fraîche.

1.1.3.1 Exposition via l'alimentation

Les légumes feuillus verts, les pommes de terre, le foie et le lait sont les sources principales d'exposition.

À partir des données québécoises de teneurs en cadmium dans les aliments, Villeneuve et Dewailly (1993) ont estimé les apports moyens de cadmium à 9,8 µg/jour pour les enfants de 1 à 4 ans et à 13,6 µg/jour pour la population adulte du Québec. Santé et Bien-être social Canada (1996) a également estimé l'exposition au cadmium des Canadiens via toutes les sources, dont l'alimentation. Ces données sont présentées à la section III-1.1.6.

Dabbeka et coll., 1987 (cité par U.S.EPA, 1999b) ont estimé un apport de 13,8 µg/personne-jour en examinant l'alimentation de 24 individus de 5 villes canadiennes. Ellen et coll., 1990, (cité par U.S.EPA, 1999b) ont également estimé que l'apport quotidien moyen de cadmium était de 10 µg/personne-jour lors d'une étude menée sur 110 individus américains, en considérant l'alimentation totale. Une étude du FDA (FDA, 1993 cité par U.S.EPA, 1999b) suggère que l'exposition moyenne au cadmium durant toute la vie en provenance de tous les aliments sauf les coquillages est de 10 µg/personne-jour. Le tabagisme n'avait pas été considéré.

1.1.3.2 Normes, critères et niveaux recommandés

La dose journalière acceptable de cadmium (Tolerable Daily Intake, TDI) publiée par la FDA est de 55 µg/personne-jour (FDA, 1993 cité par U.S.EPA, 1999b). L'OMS a recommandé un apport admissible (Provisional Tolerable Daily Intake, PTDI) variant de 57 à 71 µg/personne-jour en 1993 (WHO, 1996).

1.1.4 Sol

1.1.4.1 Concentrations dans les sols québécois

Giroux et coll. (Giroux et coll., 1992) ont mesuré les concentrations de métaux lourds totaux et disponibles de l'horizon de surface de 76 des principales séries de sols provenant des 12 régions administratives du Québec. Les concentrations de cadmium total variaient de 0,50 à 3,38 mg/kg avec une moyenne de 1,1 mg/kg et un 95^{ème} centile de 2,0 mg/kg. Les concentrations de cadmium disponible¹ variaient de 0,05 à 0,35 mg/kg avec une moyenne de 0,14 mg/kg. La teneur totale de cadmium était plus élevée dans les sols argileux et était en relation avec les groupes texturaux : argiles > loams argileux > loams > sables.

¹ Alors que l'analyse totale rend compte des charges naturelles et apportées, l'analyse des éléments disponibles rend compte de la fraction susceptible d'alimenter la solution du sol et de la plante.

L'analyse des concentrations de métaux de plus de 500 000 échantillons prélevés dans différentes régions du Québec a été réalisée en 1997 par le ministère canadien des Ressources naturelles (Choinière et Beaumier, 1997). Les concentrations de cadmium dans les sols et/ou les sédiments de ruisseaux ou de lacs² variaient de <0,2 à 17,9 mg/kg, les moyennes se situaient entre 0,29 et 0,39 mg/kg, et les 95^{ème} centiles entre 0,5 et 0,9 mg/kg, selon les régions géologiques.

1.1.4.2 Concentrations dans les sols canadiens et américains

En Ontario, la concentration moyenne de cadmium dans les sols agricoles a été établie à 0,8 mg/kg (Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs - Ontario, 1995) et à <0,5 mg/kg (Environment Canada, 1996) selon les études. Dans les parcs ruraux ontariens³, la concentration moyenne de cadmium est d'environ 0,25 mg/kg alors que le 98^{ème} centile est de 0,71 mg/kg (OMEE, 1994).

En 1978, Carey (cité par U.S.EPA, 1999b) rapportait des niveaux typiques de cadmium de 0,26 mg/kg dans les sols américains. Une étude réalisée dans l'état de Washington a révélé que la moyenne des concentrations de cadmium dans 20 sols agricoles était de 0,103 mg/kg m.s. L'étendue des concentrations variait de 0,050 à 0,210 mg/kg m.s. (Rogowski et coll., 1998).

1.1.4.3 Normes, critères et niveaux recommandés

Au Québec et au Canada, il existe différents critères et recommandations concernant la contamination des sols par le cadmium (tableau III-6). Ainsi, dans sa *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998), le MENV considère que la teneur de fond en cadmium au Québec est de l'ordre de 1,5 mg/kg. Il s'agit de sols considérés comme exempts de contamination anthropique. Il faut noter que le domaine d'application de la *Politique* ne vise pas les terres agricoles. Toutefois, elle précise que dans l'éventualité où un terrain serait réutilisé pour des fins agricoles, ces activités devraient être réalisées dans un sol propre, c'est-à-dire dans un sol respectant les critères A. Aussi, bien que les critères A ne soient pas des critères agricoles, il demeure qu'ils peuvent être utilisés à titre indicatif comme outils de comparaison. Le CCME recommande une valeur semblable (1,4 mg/kg) pour des sols ayant une vocation agricole.

² Les auteurs considèrent que, de façon générale, la différence entre la concentration de métaux des sols et des sédiments prélevés au même endroit est mineure.

³ Les parcs ruraux sont définis comme étant des parcs, cimetières, écoles, boisés et zones non développées en milieu rural.

Tableau III - 6. Critères et recommandations des concentrations de cadmium dans les sols

Organisme	Concentration de cadmium en fonction de la vocation du terrain (mg/kg m.s.)			
	Teneur de fond Critère A	Usage résidentiel Critère B	Usage commercial et industriel Critère C	
<i>Politique du MENV, 1998</i>	1,5	5	20	
<i>CCME, 1997</i>	Usage agricole	Usage résidentiel/parc	Usage commercial	Usage industriel
Recommandation finale	1,4	10	27	27
Recommandation basée sur la santé humaine	1,4 ¹	14 ^{1,2}	49 ¹	192 ³
Recommandation basée sur la protection de l'environnement	3,8 ^{4,5}	10 ⁴	27 ⁴	27 ⁴

¹ Ingestion de sol.

² La voie d'exposition sol-plantes-humains n'a pas été prise en considération lors de l'élaboration de cette recommandation. Si des jardins potagers sont présents ou prévus, un objectif spécifique au terrain devrait être élaboré de façon à tenir compte du potentiel de bioaccumulation (la recommandation pour la vocation agricole pourrait être adoptée comme objectif, par exemple).

³ Migration hors site

⁴ Contact avec le sol

⁵ Deux procédures ont été utilisées pour définir la recommandation basée sur la protection de l'environnement, et la plus restrictive a été retenue. Ainsi, une procédure établie à partir de la toxicité du cadmium pour les plantes vasculaires et les invertébrés du sol démontrait un critère de 18 mg/kg. L'autre procédure établie à partir de la toxicité par ingestion (de sol et de plante) pour les animaux, a servi à établir le critère de 3,8 mg/kg.

La recommandation du CCME (1997) est basée sur la recommandation de Santé Canada quant à la limite maximale d'exposition au cadmium via les sols (Health Canada, 1996). Santé Canada a considéré un scénario d'exposition résidentielle en milieu urbain. Il considère que ce scénario peut s'appliquer à l'exposition résidentielle en milieu rural lorsque l'apport de contaminants via la consommation de produits agricoles n'est pas pris en compte. En milieu résidentiel, la voie d'exposition la plus significative est l'ingestion de sol, particulièrement chez les enfants. Les effets non cancérogènes du cadmium ont été retenus et les niveaux d'exposition au bruit de fond sont considérés. Santé Canada applique, dans ses recommandations, une proportion de 20% pour l'exposition à chacun des médias qui peuvent être contaminés – air, eau, sol, nourriture et produits de consommation. La concentration maximale de cadmium recommandée par Santé Canada pour des sols résidentiels est de 14 mg/kg, selon l'équation suivante (Health Canada, 1996) :

$$RSQG = \frac{(PTDI - EDI) \times SF \times BW}{(AFi \times SIR \times ET)} + BSC$$

où

RSQG : Concentration recommandée dans le sol en rapport avec la santé humaine (mg/kg)

PTDI : Provisional tolerable daily intake (ingestion) de 1 µg/kg-jour (WHO, 1993)

EDI : Exposition bruit de fond par ingestion estimée chez l'enfant de 0,59 µg/kg-jour (tableau III-7)

SF : Facteur de 20% appliqué pour le sol comme médium d'exposition

BW : Poids corporel chez l'enfant (13 kg)

AFi : Facteur d'absorption par l'ingestion (1 par défaut)

SIR : Taux d'ingestion de sol chez l'enfant de 0,08 g/jour

ET : Durée d'exposition de 24 heures/jour et 365 jours/année (1 j⁻¹)

BSC : Concentration de bruit de fond dans le sol de 0,8 mg/kg

Les données utilisées dans cette équation sont différentes de celles recommandées par les Lignes directrices du MSSS. Si l'on faisait le même calcul avec les données de ces Lignes directrices⁴, on obtiendrait une valeur de 6,6 mg/kg. En tenant compte de l'accès limité au sol en hiver (ET = 0,5 au lieu de 1), cette concentration pourrait atteindre 12 mg/kg.

Santé Canada signale spécifiquement que cette concentration de cadmium dans le sol de 14 mg/kg est recommandée pour l'exposition résidentielle. Elle ne concerne pas la consommation de récoltes cultivées sur ces sols ainsi que la consommation de lait et de viande d'animaux qui se nourrissent de ces récoltes. Compte tenu que le potentiel d'accumulation de cadmium dans les produits agricoles et que l'exposition humaine subséquente devaient être pris en compte de façon particulière au niveau des sols agricoles, le CCME (1997) a appliqué un facteur de sécurité de 10 à la concentration maximale de 14 mg/kg m.s. des sols résidentiels. La recommandation finale du CCME (1997) pour les sols agricoles est de 1,4 mg/kg m.s. (CCME, 1997). Dans la section V-2 (chapitre V), nous avons utilisé les résultats de nos estimations pour vérifier si la valeur de ce facteur était appropriée. Il s'est avéré que la dose de cadmium apportée par ingestion de denrées alimentaires contaminées par le cadmium présent dans le sol était plus de 10 fois plus élevée que la dose apportée par ingestion de sol⁵. Le facteur de 10 utilisé par Santé Canada nous apparaît donc tout à fait approprié.

1.1.5 Contact cutané

Cette voie d'exposition nous apparaît négligeable pour la population en général compte tenu des sources d'exposition par contact cutané qui ne sont pas significatives et de la très faible absorption du cadmium par cette voie.

⁴ Dose admissible par jour = 0,84 µg/kg-j (U.S.EPA, 1999c, voir section IV-1.4.8.4), EDI = 0,59 µg/kg-j, SF = 20%, BW = 16,5 kg, AFi = 1, SIR = 0,15 g/j, ET = 1 (24 heures/jour et 365 jours/année), BSC = 1,1 mg/kg (moyenne dans les sols agricoles du Québec, selon Giroux et coll. 1992)

⁵ Toutefois, la disponibilité du cadmium dans le sol peut être différente lorsque la concentration est de 1,4 ou de 14 mg/kg, ce qui fait que le facteur 10 pourrait être suffisant (mais nous n'avons pas les compétences de juger de cet aspect).

1.1.6 Doses d'exposition bruit de fond retenues par Santé Canada

Santé Canada (Health Canada, 1996) a estimé les doses d'exposition au cadmium pour l'ensemble des Canadiens (tableau III-7). La principale voie d'exposition est l'ingestion d'aliments pour tous les groupes d'âges. L'exposition au cadmium via le tabagisme n'est pas négligeable chez les fumeurs.

Tableau III - 7. Doses d'exposition au cadmium des Canadiens

Voie d'exposition	Dose journalière (ng/kg-j) selon la tranche d'âge				
	0 – 6 mois	7 mois-4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20 –70 ans
Ingestion d'eau potable	0 –3,2	0,5	0,3	0,3	0,2
Ingestion d'aliments	270 - 620	580	460	260	180
Ingestion de sol	2,8	4,9	0,6	0,3	0,2
Dose totale par ingestion	270 - 630	590	460	260	180
Inhalation d'air	1,3	1,7	2,0	1,2	1,5
Cigarette (fumeurs)	-	-	-	66	53

Source : adapté de Health Canada, 1996

1.1.7 Valeurs retenues pour l'estimation de la dose d'exposition bruit de fond

Pour la réalisation de l'évaluation du risque associé à l'utilisation des MRF en agriculture au Québec, les valeurs suivantes ont été retenues :

- concentration moyenne de cadmium dans l'eau potable : 0,1 µg/L (Environnement Canada, 1996),
- la dose de cadmium par ingestion : valeurs estimées par Santé Canada (tableau III-7).
- concentration moyenne de cadmium dans les sols agricoles québécois (bruit de fond) : 1,1 mg/kg m.s. (Giroux et coll., 1992)
- le tabagisme ne sera pas pris en compte car il représente une exposition spécifique à une source de contamination autre que le bruit de fond en général (eau, air, sol, aliment); il en est de même pour l'exposition professionnelle de certains travailleurs au cadmium.

1.2 Concentrations de cadmium dans les MRF au Québec

1.2.1 Cadmium dans les MRF de papetières

Les concentrations de cadmium mesurées dans les MRF de papetières proviennent du cadmium naturellement présent dans le bois. Des variations importantes existent entre les concentrations de cadmium mesurées dans les biosolides de différentes usines (tableau III-8), notamment parce que la concentration dépend du type de bois utilisé et de sa provenance (niveau de contamination

du sol dans lequel les arbres ont poussé). Aussi, les concentrations de cadmium présentes dans les biosolides de certaines usines très performantes et qui recyclent leurs matières premières (usine Windsor) peuvent atteindre des niveaux beaucoup plus importants que celles présentes dans les biosolides d'usines ayant recours à d'autres procédés (usine Daishowa). La section II-3.3.4 présente un résumé du bilan du MENV où sont décrites les concentrations de cadmium mesurées dans les MRF de papetières en 1999.

Tableau III – 8. Concentrations de cadmium dans les biosolides de papetières du Québec

Usines	Type de biosolides	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Référence
		Moyenne (N)	Étendue	
Daishowa	Primaires	<1	-	Université Laval, 1998
	Secondaires	2	-	
	Prim. + second.	<1	-	
	Désencrage	<1	-	
Norkraft	Prim. + second.	3,5 (6)	1-5	Baribeau et coll., 1998
Windsor	Prim. + second.	9,7 (13)	4,6 – 14	Forget et coll., 1998

1.2.2 Cadmium dans les biosolides municipaux

Au Québec, les concentrations de cadmium dans les biosolides municipaux peuvent varier beaucoup selon les différentes stations d'épuration des eaux usées. Les biosolides produits par des stations qui traitent les eaux usées de secteurs industriels lourds peuvent contenir des concentrations importantes de contaminants, dont le cadmium. Ainsi, les concentrations de cadmium mesurées dans les biosolides de municipalités de grande taille, telles les communautés urbaines, sont plus importantes que celles des biosolides de petites municipalités (tableau III-9). La section II-3.3.5 présente un résumé du bilan du MENV où sont décrites les concentrations de cadmium mesurées dans les biosolides municipaux en 1999.

Tableau III – 9. Concentrations de cadmium dans les biosolides municipaux

Type de biosolides/municipalité	Concentration moyenne	Étendue des concentrations	Référence
Biosolides d'étang Richmond (1993)	2,4	<1 – 3,2	Bonzom et coll., 1999
Biosolides de lagune St-Félix-de-Kingsey (1992-1993)	1	<1 – 2	Groupe HBA experts-conseils S.E.N.C., 1996
Biosolides de déphosphatation d'étang Danville (1993)	<0,0001	-	Groupe HBA experts-conseils S.E.N.C., 1996
Biosolides Victoriaville (1993-1994) St-Hyacinthe (1992) Plusieurs municipalités	1,8 et <1,4 1 3,2	- - 1,4 – 11,2	Couillard et coll., 1995 Urgel Delisle et associés inc., 1994 Couillard et coll., 1995
Biosolides Québec (CUQ, 1993-1994)	-	6,9 – 7,6	Roy et Couillard, 1997, Couillard et coll., 1995
Montréal (CUM, 1999-2000)	-	7 – 15 ¹	CUM, 2000

Concentrations exprimées en mg/kg m.s.

¹ Biosolides municipaux granulés

Aux États-Unis, les concentrations de cadmium estimées dans les biosolides municipaux lors de plusieurs études sont d'environ 15 mg/kg m.s.; l'étendue des concentrations de cadmium variant de 3 à 2 000 mg/kg m.s. (Bastian, 1986 cité par Couillard et coll., 1995, Sommers, 1977 cité par Roy et Couillard, 1997). De plus, une étude de Grenier 1989 (cité par Couillard et coll., 1995) indiquait une moyenne de cadmium dans les biosolides municipaux de 1 110 mg/kg m.s. Kabata-Pendias et coll. 1984 (cité par Beauchemin et coll., 1993) avaient quant à eux mesuré entre 2 à 1 500 mg/kg m.s. de cadmium dans des biosolides municipaux. Toutefois, des données plus récentes provenant de l'État du Michigan⁶ indiquent que la concentration de cadmium dans les biosolides municipaux a considérablement diminué au cours de dernières années, passant de 30 mg/kg en 1981 à 4 mg/kg en 1997.

1.3 Comportement du cadmium dans les sols

1.3.1 Facteurs impliqués dans la biodisponibilité du cadmium

Il est généralement admis que le cadmium biodisponible pour les microorganismes du sol et les plantes est le cadmium en solution dans le sol. Bien qu'il soit quasiment impossible de caractériser les formes chimiques du cadmium dans le sol ou dans les biosolides, il est raisonnable de penser que celui-ci se trouve sous trois formes, à savoir complexé, adsorbé et précipité. La matière organique a une contribution importante dans la rétention des métaux, mais d'autres matériaux, tels que les silicates, phosphates, carbonates ou oxydes jouent aussi un rôle important. La relation qui existe entre la teneur en matière organique et la rétention des métaux du sol est assez difficile à caractériser car (i) l'adsorption des métaux sur la matière organique

⁶ <http://www.deq.state.mi.us/swq/biosolid>

dépend beaucoup du pH, lequel agit sur la capacité d'échange de cation (CEC), (ii) le terme « matière organique » représente un ensemble de matériaux qui peuvent être très différents les uns des autres (par exemple, résidus végétaux, fumier ou biosolides) et (iii) le comportement physicochimique (et par conséquent, la capacité de rétention du cadmium) de la matière organique dépend de son âge (la matière organique fraîche et l'humus se comportent différemment). Ainsi, la solubilité des métaux présents dans la matière organique fraîche est supérieure à leur solubilité dans la matière organique « âgée » à cause de la présence de matière organique soluble qui limite les phénomènes de précipitation. L'acidité du sol facilite la solubilisation de certains métaux, comme le cadmium. Le cas des sols naturellement acides montre à quel point les relations entre les métaux et la matière organique sont complexes, puisque dans de tels sols, les métaux lourds ajoutés ne sont pas retenus par le sol, même après chaulage, alors que les métaux lourds présents naturellement sont très fortement adsorbés et ne sont pas solubilisés, même à très faible pH (Tyler et McBride, 1982, cité par McBride et coll., 1997). Bien que le pH et la teneur en matière organique soient des indices importants pour estimer la solubilité des métaux présents dans un sol, il est particulièrement difficile de prévoir la solubilité de métaux uniquement à partir de ces deux paramètres. Une relation empirique⁷ établie par McBride et coll. (McBride et coll., 1997) à partir de données mesurées dans une trentaine de sols de contamination variable (concentration totale variant entre 0,1 et 90 mg Cd/kg m.s.) montre cependant que le pH, la teneur en matière organique et la concentration totale de cadmium peuvent être suffisants pour exprimer la teneur en cadmium soluble dans le sol.

Toutefois, d'autres paramètres interviennent également dans le processus de rétention des métaux, et du cadmium en particulier. Les travaux de Jing et Logan (Jing et Logan, 1992) et de Logan et Feltz, 1984 (cité par Jing et Logan, 1992) ont montré **que l'application de biosolides faiblement contaminés poserait un moindre risque de contamination de la chaîne alimentaire que l'utilisation de biosolides fortement contaminés**. Cette observation suggère donc que, à un taux d'application de cadmium constant, l'absorption par les plantes est proportionnelle à la concentration dans le biosolide, ce qui implique que la rétention du cadmium dépend essentiellement du nombre de sites de liaison disponibles dans le biosolide, c'est-à-dire de la quantité de ligands tels que les phosphates, le fer, l'aluminium, etc. Cette hypothèse est contraire à celle de la rétention du cadmium par le sol car, dans ce dernier cas, l'absorption de cadmium par les plantes serait la même quelle que soit la concentration dans le biosolide, pour un apport de cadmium donné. Jing et Logan, 1992 ont aussi montré que, **pour un même taux d'application** (environ 2,4 kg Cd/ha), la biodisponibilité du cadmium provenant de biosolides augmente lorsque le ratio Cd/P diminue.

Il est assez difficile d'estimer la biodisponibilité du cadmium dans les sols traités par des biosolides, car les facteurs impliqués dans la rétention du cadmium sont nombreux et ne sont pas toujours faciles à caractériser (par exemple, capacité de rétention de la matière organique). Sloan et coll. (OMEE, 1994; Sloan et coll., 1997) ont mesuré les teneurs en cadmium dans des sols traités 15 ans auparavant par des biosolides. Trois parcelles avaient reçu 60, 120 ou 180 t/ha de biosolide sur trois ans, ce qui correspondait à un apport total de cadmium de 9, 17 et 25 kg/ha,

⁷ $\text{Log}[\text{Cd}]_s = -0,50 \text{ pH} + 0,96 \text{ logCd}_T - 0,45 \text{ logMO} + 3,62$ ($r^2 = 0,934$), où $[\text{Cd}]_s$ = concentration de Cd soluble (extraction dans l'eau ou le CaCl_2 , en $\mu\text{g/L}$), Cd_T = concentration totale de Cd (mg/kg sol) et MO = teneur en matière organique (g/kg)

respectivement. Cinq extractions consécutives ont été effectuées sur les échantillons de chaque sol, les deux premières extractions permettant de recueillir le cadmium facilement extractible (cadmium soluble et cadmium adsorbé spécifiquement et faiblement lié, respectivement). Le pH du sol était de 6,7 et la teneur en carbone organique 3,06%. La première extraction a permis de recueillir 40 à 50% du cadmium présent dans le sol, la deuxième extraction entre 30 et 38%, et la troisième entre 16 et 22%. Le cadmium facilement extractible dans l'eau ou dans un milieu faiblement acide (qui peut être rencontré dans des conditions naturelles) représenterait donc 70 à 88% du cadmium total présent dans le sol. La proportion de cadmium extraite dans chaque fraction était la même, quel que soit le taux d'application des biosolides. Même la plus forte application n'a pas eu pour conséquence d'augmenter la quantité de cadmium fortement liée au sol (non détectable dans tous les échantillons). Dans le sol contrôle non traité, le cadmium était moins facilement extractible que dans le sol traité, avec une proportion de 18% seulement dans la première fraction, ce qui indique que **le cadmium naturellement présent dans le sol est moins disponible que le cadmium apporté, même si cet apport date de plusieurs années**. Les auteurs font aussi remarquer que bien que la quantité de cadmium apportée par les biosolides ne dépasse pas la quantité maximale fixée par l'U.S.EPA (soit 39 kg/ha), la concentration obtenue dans le sol varie entre 105 et 186 mg/kg, ce qui dépasse largement la limite dans le sol fixée par l'U.S.EPA qui est de 85 mg/kg (limite au dessus de laquelle l'épandage est interdit).

1.3.2 Théories du « plateau » et de la « bombe à retardement »

Plusieurs auteurs se sont intéressés à l'évolution de la biodisponibilité du cadmium pour les plantes cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides (OMEE, 1994; Sloan et coll., 1997). Certaines régressions établies entre la teneur en cadmium dans le sol et dans les plantes ont *suggéré* que l'absorption de métal par la plante atteint un plateau lorsque le métal est présent à de fortes concentrations (*théorie du plateau*) dans le sol traité par le biosolide. Cette théorie s'appuie sur l'hypothèse qu'à faible concentration, la solubilité du cadmium est régie par des processus d'adsorption, alors qu'à forte concentration, le cadmium précipite avec des hydroxydes, des phosphates ou des composés carbonatés, ce qui diminue sa biodisponibilité.

Chang et coll. (Chang et coll., 1997) ont mené des expériences en champ dans l'objectif de déterminer s'il existe réellement un plateau. Des parcelles ont été traitées avec des quantités très importantes de biosolides municipaux pendant 6 à 16 ans, les taux d'application variant de 0 à 180 t m.s./ha-an. Bien que les auteurs aient observé une diminution significative du taux d'absorption du cadmium par le cardon suisse dans les sols les plus chargés en cadmium par apport de biosolide, il ne leur a pas été possible d'atteindre le plateau dans leurs conditions expérimentales. Selon les équations de régression qu'ils ont obtenues, le plateau aurait dû être atteint lorsque la concentration dans la plante aurait atteint 13 mg/kg (équation dérivée des parcelles traitées pendant 6 ans) ou 32 mg/kg (équation dérivée des parcelles traitées pendant 16 ans). Cependant, le plateau n'a pas été atteint même lorsque la concentration mesurée dans les plantes était de 18 mg/kg. Par conséquent, même si la régression des résultats expérimentaux indique l'existence possible d'un plateau, ce plateau n'a pas pu être mis en évidence expérimentalement, même avec des taux d'application de biosolides extrêmement élevés (ici,

180 t m.s./ha-an sur 16 ans correspond à un total de 2 880 t m.s./ha⁸, soit 176 kg Cd/ha). Lors du calcul des pentes d'absorption, il est donc important de tenir compte de ce phénomène. En effet, si la pente est calculée sur tous les points obtenus à très forte dose, l'absorption sera sous-estimée.

Comme nous l'avons vu, la matière organique joue un rôle important dans la rétention du cadmium par les sols. Lorsque la matière organique se dégrade, on pourrait donc s'attendre à ce que la capacité d'adsorption diminue et à ce que la biodisponibilité des métaux augmente. Ce phénomène de relargage avancé par McBride (1995) et plus connu sous le nom de « *bombe à retardement* » (« *time bomb* ») s'explique par le fait que les sols peuvent immobiliser les métaux par adsorption et précipitation, mais que l'adsorption est limitée par la quantité de matière adsorbante. L'isotherme d'adsorption de Langmuir décrit une augmentation de la concentration à l'équilibre dans la solution du sol due à la disparition de la matière organique. Selon cette théorie, la biodisponibilité du cadmium apporté par des biosolides devrait augmenter lorsque la matière organique disparaît. Cette augmentation de biodisponibilité devrait donc être observée dans les années suivant le dernier apport de biosolide sur un sol⁹.

Les travaux de Chang et coll. (Chang et coll., 1997) cité ci-dessus visaient aussi à vérifier l'hypothèse de la bombe à retardement. Les parcelles traitées pendant les 6 premières années ont été cultivées pendant les 10 années suivantes (cardon suisse), sans ajout supplémentaire de biosolide. Selon la théorie de la bombe à retardement, le cadmium adsorbé à la matière organique devient plus disponible au fur et à mesure de la dégradation de la matière organique. Par conséquent, la concentration de cadmium dans le cardon suisse devrait augmenter entre la première année de culture et la dernière année. Or les résultats obtenus par Chang et coll., 1997 n'indiquent aucune augmentation de la concentration dans les plantes, ce qui suggère que la théorie de la bombe à retardement n'est pas validée dans ces conditions expérimentales. Singh et Keefer (Singh et Keefer, 1989) ont abouti à la même conclusion. Ces auteurs avaient effectué une seule application de quatre biosolides différents, contenant 4 à 20 mg Cd/kg, sur des parcelles distinctes, à raison de 0, 90 et 180 t/ha, soit une charge de cadmium variant entre 0,36 et 1,8 kg/ha et entre 0,72 et 3,6 kg/ha, respectivement. Le pH du sol traité était compris entre 6,0 et 6,9, selon les parcelles. Les concentrations de cadmium mesurées dans des radis (racine) cultivés pendant plusieurs années sur chaque parcelle diminuent au cours du temps, ce qui suggère qu'il n'y a pas d'effet à retardement. Des conclusions semblables ont été tirées par Bidwell et Dowdy (Bidwell et Dowdy, 1987) et Hyun et coll. (Hyun et coll., 1998).

1.3.3 Phytobiodisponibilité du cadmium apporté par des biosolides

La concentration de cadmium dans des laitues cultivées sur des sols ayant reçu 0, 9, 17 et 25 kg Cd/ha 15 ans auparavant a été mesurée par Sloan et coll. (Sloan et coll., 2000). Les auteurs ont montré l'existence d'une relation dose-réponse entre la concentration de cadmium dans le sol et

⁸ Un apport de 2 880 tonnes de boue représente une épaisseur d'environ 20 cm. De telles quantités sont souvent utilisées dans les études scientifiques trouvées dans la littérature, mais la représentativité de telles données reste questionnable.

⁹ Le taux de dégradation de la matière organique est d'environ 4 % par an.

la concentration dans la laitue. La concentration dans les laitues variait entre 0,5 (contrôle) et 11,2 mg/kg (laitue cultivée sur le sol ayant reçu 25 kg Cd/ha). La pente approximative entre 0 et 4 mg/kg de sol est de 1,87. La concentration de cadmium dans les plantes est parfaitement corrélée à la somme des concentrations mesurées dans les trois premières fractions d'extraction.

Pinamonti et coll. (Pinamonti et coll., 1997) ont étudié la contamination de fruits lors de la fertilisation d'un verger avec du compost fait à partir de biosolides municipaux. Les matières résiduelles fertilisantes ont été apportées en deux fois, à quatre années d'intervalle. Le verger contrôle a reçu du fumier de bovin (120 t/ha, 0,7 mg Cd/kg) et les vergers traités ont reçu 80 ou 160 t/ha de compost (3,2 mg Cd/kg). Le plus faible taux d'application correspond à un apport de matière organique équivalent à l'apport du contrôle et représente les conditions normales de fertilisation des vergers en Italie. Les teneurs en cadmium dans les pommes ont été mesurées deux ans après la dernière fertilisation. La teneur en cadmium soluble (extraction à l'EDTA) était augmentée de 39 et 50% par rapport au contrôle (80 et 160 t/ha, respectivement, $p < 0,01$), et la teneur dans les pommes était augmentée de 44 et 55%, respectivement ($p < 0,05$). Ces résultats montrent que **même en utilisant des doses raisonnables de compost faiblement contaminé (3 mg/kg), la teneur en cadmium peut être augmentée de manière significative dans les fruits.**

Cielinski et coll. (Cielinski et coll., 1994) ont mesuré la teneur en cadmium dans des fraises et des feuilles de fraisiers cultivés sur des sols ayant reçu des résidus magnésiens d'origine industrielle. Les taux d'application étaient de 5,19, 2,74 et 3,51 t/ha pour des résidus contenant, respectivement, 3,4, 14,3 et 60,0 mg Cd/kg (soit un apport de 0,017, 0,039 et 0,21 kg Cd/ha). Le pH initial du sol (4,3) était compris entre 4,4 et 6,7 après traitement par les résidus. Bien que la concentration de cadmium extractible soit augmentée dans certains sols, les auteurs n'ont pas noté d'augmentation significative de cadmium dans les feuilles ou dans les fruits qui puisse être reliée à l'apport de Cadmium par les résidus. Par contre, **la teneur en cadmium dans les plantes est sensible au pH du sol.**

Hyun et coll. (Hyun et coll., 1998) ont étudié la relation entre la teneur en carbone organique du sol traité par des biosolides et la disponibilité du cadmium (cadmium soluble). Un loam sableux a été traité pendant 6 ans par apport bi-annuel de biosolides (61 mg Cd/kg m.s.), à raison de 0, 22,5, 45, 90 et 180 t m.s./ha-an. La dernière année, les lots ont été séparés en deux et la moitié des lots obtenus ont été traités encore pendant 10 ans, par les mêmes biosolides. Les quantités de cadmium apportées dans le sol étaient donc de 0, 8,2, 16,5, 32,9, et 65,9 kg Cd/ha pour les lots traités durant 6 ans, et de 0, 22,0, 43,9, 87,8 et 175,7 pour les lots traités pendant 16 ans. À partir de la sixième année, plusieurs plantes ont été cultivées deux fois par an et le cadmium a été dosé dans ces plantes. Seuls les résultats concernant le cardon suisse sont rapportés dans cet article. En parallèle, les teneurs en cadmium soluble et en carbone organique ont été mesurées dans les sols deux fois par an. Les auteurs ont montré que (i) la teneur en cadmium soluble est proportionnelle à la teneur en carbone organique (que ce soit sur sol recevant encore des biosolides ou sur sol n'en recevant plus), (ii) la concentration dans les plantes est proportionnelle à la concentration de cadmium soluble (pente = 0,082 et 0,05 (mg/kg plante)/(µg Cd soluble/kg sol), pour application de 6 ans et 16 ans, respectivement (mesures sur les 10 dernières années)), et les auteurs n'ont pas observé de plateau, même à la plus forte dose qui

correspond tout de même à un apport final de 170 kg Cd/ha (soit une concentration approximative de 85 mg/kg sol), et (iii) la concentration de cadmium soluble augmente de façon linéaire au cours du temps (ajout continu de biosolides). Pour la dose de 22,5 t m.s./ha-an, la teneur dans le sol passe de 33 à 95 µg/kg (pour un ajout de cadmium total de 13 kg/ha, soit une augmentation de la concentration totale supposée de 4,1 à 11 mg/kg, si on néglige la concentration bruit de fond du sol à l'année zéro). Selon ce calcul approximatif, on observe que le cadmium soluble augmente de la même façon que le cadmium total (concentration multipliée par 3 en 10 ans). Le cadmium soluble représenterait approximativement 0,40 % du cadmium total. En 10 ans, les sols ont perdu en moyenne 38,5% du carbone organique qu'ils avaient reçu pendant les 6 premières années, soit une perte moyenne de 3,85% par an. **Ces résultats n'indiquent pas de diminution de biodisponibilité relative à l'augmentation de la teneur en carbone organique, ni de relargage de cadmium lors de la disparition de carbone organique.**

Kim et coll. (Kim et coll., 1989) ont mesuré la teneur en cadmium et en zinc dans 12 espèces de légumes cultivés sur des sols naturellement riches en cadmium ou contaminés par apport de biosolides depuis plusieurs années. Les teneurs en cadmium dans tous ces sols variaient entre 2,1 et 5,6 mg/kg, et le pH était compris entre 6,5 et 7,9. Le ratio Zn:Cd variait entre 26 et 100. La concentration de cadmium dans les feuilles, les racines/tubercules et les fruits/graines/fleurs, tous sols confondus, variait de 1,15 à 16,90, de 1,73 à 14,28 et de 0,49 à 9,05 mg/kg m.s., respectivement, pour les sols les moins contaminés (2,1 à 2,8 mg/kg sol) et de 1,75 à 26,30, de 8,73 à 63,65 et de 3,25 à 23,7 mg/kg m.s., respectivement, pour les sols les plus contaminés (5,1 à 5,6 mg/kg sol). Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans les feuilles puis dans les racines/tubercules. Les plus fortes concentrations dans les feuilles sont observées dans les récoltes cultivées sur le sol le plus acide (pH 6,5) et plus particulièrement pour la laitue (63,7 mg/kg), la betterave (51,8 mg/kg), la laitue pommée (41,6 mg/kg) et le cardon suisse (37,9 mg/kg). Dans les autres feuilles, la concentration était comprise entre 8,7 et 19,3 mg/kg. Il est tout à fait remarquable que les concentrations observées dans les feuilles des plantes cultivées sur les autres sols (pH compris entre 6,9 et 7,9) étaient toutes inférieures à 26,3 mg/kg. Le cas du sol le plus acide (sol A) est intéressant car il peut être comparé à sa parcelle jumelle (sol B) moins fortement contaminée et qui a un pH de 7,0 (et la même capacité d'échange de cation, soit 12 mmol/kg). La concentration de cadmium dans les sols A et B est de 5,1 et 2,4 mg/kg, respectivement. **Le ratio de la concentration en cadmium mesurée dans les feuilles de sol acide (A) vs la concentration mesurée dans les feuilles cultivées sur le sol à pH neutre (B) varie entre 2,6 et 8,5.** Si on corrige ce ratio par la teneur en cadmium dans le sol (soit divisé par 2,12), les résultats suggèrent que, pour certaines espèces de plantes à feuilles, **une diminution de pH de 6,9 à 6,4 peut suffire pour augmenter la biodisponibilité d'un facteur 3 ou 4** (cas de la laitue et des carottes). Les informations publiées dans cet article ne permettent pas de s'assurer que le pH est le seul facteur responsable d'une telle différence, mais les travaux de Krebs et coll. (Krebs et coll., 1998) ont démontré qu'une augmentation du pH de 6,4 à 6,9 par chaulage pouvait suffire à réduire la phytobiodisponibilité du cadmium par un facteur 5 (résultats obtenus sur le pois), ce qui soutient l'hypothèse que la disponibilité du cadmium est extrêmement augmentée à pH < 6,9.

La biodisponibilité du cadmium est reliée à la teneur en cadmium soluble dans le sol, laquelle dépend de la teneur et de la nature de la matière organique, du pH, de la capacité d'échange de cation, de la capacité d'adsorption du sol, de la teneur en Zn et en chlorures (Grant et coll., 1998), mais l'absorption par les plantes varie aussi en fonction de l'espèce et du cultivar, de la durée de la croissance, de la teneur du sol en autres éléments qui ont un effet de synergie, d'antagonisme ou d'additivité sur l'absorption du cadmium, et de la teneur en substances susceptibles de former des précipités avec le cadmium (phosphates par exemple) (Grant et coll., 1998). Le taux d'absorption relatif d'une plante à l'autre peut être estimé par le rapport de la concentration de cadmium dans une plante sur la concentration dans une plante de référence cultivée sur le même sol. De tels indices (RUI, relative uptake index) ont été publiés dans la littérature avec pour plante de référence la laitue (Brown et coll., 1996) ou le cardon suisse (Kim et coll., 1989). Les données trouvées dans la littérature et au besoin, retravaillées pour être exprimées par rapport à la laitue (*Lactuca sativa*), sont présentées dans le tableau III-10. Les indices ont été obtenus à partir de sols ayant reçu des MRF et, dans quelques cas, de sols naturellement riches en cadmium.

Tableau III – 10. Indices d'absorption de cadmium de quelques espèces de légumes par rapport à la laitue (*Lactuca sativa*)

Légume	Indice d'absorption relative (vs laitue) du cadmium – Étendue des valeurs	Référence
Légumes à feuilles		
Chou	0,15 - 0,15	Brown et coll., 1996 ¹
Laitue (<i>Lactuca sativa</i>)	0,653 - 1,588	Kim et coll., 1989 ²
Swiss Chard	0,234 - 0,950	Kim et coll., 1989 ²
Légumes à fleurs		
Tomate	0,009 - 0,13	Brown et coll., 1996 ² , Kim et coll., 1989 ²
Poivron	0,059 - 0,525	Kim et coll., 1989 ²
Brocoli	0,012 - 0,146	Kim et coll., 1989 ²
Légumes racines		
Pomme de terres	0,059 - 0,190	Kim et coll., 1989 ²
Peau de pomme de terres	0,11 - 0,17	Brown et coll., 1996 ¹
Carotte	0,119 - 0,855	Brown et coll., 1996 ¹ , Kim et coll., 1989 ²
Radis	0,059 - 0,285	Kim et coll., 1989 ²
Betterave	0,073 - 0,494	Kim et coll., 1989 ²
Légumineuses		
Fèves (Navy Bean)	0,012 - 0,049	Brown et coll., 1996 ¹
Grains		
Maïs	0,012 - 0,38	Brown et coll., 1996 ¹ , Kim et coll., 1989 ²
Blé	0,037 - 0,136	Kim et coll., 1989 ²

¹ Étude en champ.

² Étude en pot.

Les légumes à feuilles, notamment la laitue, sont connus pour concentrer fortement le cadmium présent dans le sol, ce qui explique le choix de la laitue comme légume de référence. Les indices RUI indiquent la capacité de concentration du cadmium à partir du sol pour différentes plantes, comparées à la laitue. Les plus fortes valeurs sont observées pour les légumes à feuilles, puis les légumes racines, les grains et les légumes à fleurs (même ordre de grandeur pour ces trois groupes). Les plus faibles valeurs sont observées pour les légumineuses.

1.4 Toxicité du cadmium

1.4.1 Toxicité aiguë

L'inhalation de cadmium à des concentrations supérieures à 5 mg/m³ provoque une destruction des cellules épithéliales pulmonaires entraînant œdème pulmonaire, trachéo-bronchite et pneumonite, autant chez l'animal que chez l'humain (ATSDR, 1999). L'ingestion d'une forte dose de cadmium provoque principalement une desquamation de l'épithélium au niveau du tube digestif, ainsi qu'une nécrose des muqueuses gastriques et intestinales (WHO, 1996). Chez la souris et le rat, la DL₅₀ par voie orale varie de 100 à 300 mg/kg p.c. (ATSDR, 1999). Chez l'humain, la dose létale de cadmium par ingestion pour un adulte est estimée entre 350 et 3 500 mg (WHO, 1996).

1.4.2 Toxicité systémique

TOXICITÉ RÉNALE

Plusieurs études chez l'humain et chez l'animal ont démontré que le rein est l'organe le plus sensible à une exposition chronique ou sub-chronique au cadmium, que ce soit par voie orale ou par inhalation. L'atteinte rénale se manifeste par des lésions caractéristiques des tubules proximaux ce qui provoque une diminution de la réabsorption tubulaire et une protéinurie (WHO, 1996; ATSDR, 1999). Des incidences élevées de protéinurie tubulaire ont été documentées dans de nombreuses études épidémiologiques chez des populations vivant dans des régions du Japon, de la Belgique et de la Chine qui sont fortement polluées en cadmium. Des études épidémiologiques chez des travailleurs exposés à des fumées et des poussières de cadmium ont elles aussi démontré la toxicité rénale du cadmium (ATSDR, 1999). La concentration critique de 200 µg de cadmium par gramme de matière fraîche de cortex rénal humain a été retenue comme concentration la plus élevée non associée à une protéinurie significative (U.S.EPA, 1991; ATSDR, 1999). Cependant selon certains auteurs, il faut être prudent dans l'interprétation de cette concentration car elle peut varier d'un individu à l'autre en fonction de différents facteurs (ATSDR, 1999).

TOXICITÉ SUR LE SYSTÈME MUSCULO-SQUELETTIQUE

Une exposition chronique au cadmium, généralement à des doses qui provoquent une toxicité rénale, peut entraîner une atteinte osseuse chez les individus qui ont certains facteurs de risque (par exemple la malnutrition). Les évidences provenant d'études humaines ou animales suggèrent que l'exposition chronique au cadmium provoque une altération du métabolisme de la vitamine D (ATSDR, 1999). Plusieurs cas d'ostéomalacie accompagnée d'ostéoporose et de fractures spontanées (maladie de Itai-Itai) ont été observés chez des personnes vivant au Japon qui ont été exposées de façon chronique au cadmium via la contamination de l'alimentation et de l'eau potable (WHO, 1996; ATSDR, 1999). Les doses journalières dans les régions les plus contaminées variaient de 600 à 2000 µg/jour et de 100 à 390 µg/jour dans les zones les moins contaminées (WHO, 1996).

TOXICITÉ HÉPATIQUE

Chez l'animal, l'exposition au cadmium peut provoquer des dommages hépatiques (nécrose, changements métaboliques, peroxydation membranaire), mais généralement ces dommages ne sont observés qu'à des niveaux d'exposition très élevés (ATSDR, 1999). Chez l'humain, on observe une accumulation de cadmium dans le foie suite à une exposition par inhalation ou par ingestion, mais il y a peu d'évidence d'atteintes hépatiques chez les individus exposés (ATSDR, 1999).

TOXICITÉ SUR LE SYSTÈME HÉMATOPOÏÉTIQUE

Chez l'humain ou chez l'animal, l'exposition au cadmium par ingestion ou par inhalation peut entraîner de l'anémie. Chez l'animal, il a été démontré que l'ingestion de cadmium réduit l'absorption gastro-intestinale du fer. Le transport du cadmium des poumons vers le système digestif par le système muco-ciliaire est le mécanisme proposé pour expliquer l'anémie suite à l'exposition par inhalation. Les personnes qui ont une alimentation déficiente en fer sont généralement les plus susceptibles de développer de l'anémie (ATSDR, 1999).

NEUROTOXICITÉ

Des effets neurotoxiques du cadmium ont été démontrés dans certaines études animales. Par exemple, chez des rats adultes, des expositions aiguës ou sub-chroniques au cadmium ont été associées à une diminution de la motricité. Chez l'humain, peu d'études ont porté spécifiquement sur l'effet neurotoxique du cadmium. Cependant les études disponibles n'ont pas clairement démontré d'effets neurotoxiques chez l'humain même à des niveaux d'exposition qui entraînent une toxicité rénale (ATSDR, 1999).

TOXICITÉ SUR LE SYSTÈME CARDIOVASCULAIRE

Les données des études animales et humaines concernant l'effet toxique du cadmium sur le système cardiovasculaire sont conflictuelles. Des études chez des rats, des lapins et des singes

ont démontré que l'exposition au cadmium était associée à de l'hypertension artérielle ou entraînait des lésions cardiaques mais chez l'humain, certaines études épidémiologiques ont démontré une association entre l'hypertension et l'exposition au cadmium alors que d'autres n'en ont pas démontré ou ont démontré un effet protecteur (ATSDR, 1999), ce qui suggère que si le cadmium a un effet sur la tension artérielle, cet effet est mineur par rapport aux autres déterminants de l'hypertension. Par ailleurs, les taux de mortalité par maladies cardiovasculaires ne semblent pas accrus dans les populations exposées à des niveaux élevés de cadmium (ATSDR, 1999).

1.4.3 Toxicité sur le système immunitaire

Des études chez des animaux exposés au cadmium par inhalation ou par voie orale ont démontré une grande variété d'atteintes du système immunitaire. Chez les animaux exposés au cadmium par inhalation, on a retrouvé des atteintes du système immunitaire telles que diminution de la réponse immunitaire humorale primaire, augmentation du volume des ganglions lymphatiques thoraciques, diminution de la résistance aux infections bactériennes ou augmentation de la résistance aux infections virales. Les atteintes associées à une exposition par voie orale comprenaient, entre autres, une augmentation de la résistance aux infections virales, une augmentation de la mortalité par leucémie, une augmentation des leucocytes circulants ou une diminution de la réponse immunitaire humorale (ATSDR, 1999).

Peu de données sont disponibles en ce qui concerne l'effet du cadmium sur le système immunitaire chez l'humain. Chez les individus exposés au cadmium par inhalation, il y a peu d'évidence que cette exposition entraîne des effets sur le système immunitaire. Il n'y a pas d'études portant spécifiquement sur l'effet de l'exposition au cadmium par voie orale sur le système immunitaire humain (ATSDR, 1999).

Finalement, trop peu d'études ont évalué spécifiquement l'effet du cadmium sur le système immunitaire humain ce qui rend difficile l'évaluation de la pertinence clinique des effets observés chez l'animal.

1.4.4 Toxicité du système reproducteur et le développement

EFFETS SUR LE SYSTÈME REPRODUCTEUR

Des effets du cadmium sur la reproduction de certaines espèces animales ont été démontrés dans quelques études animales. Chez les rats et les souris mâles, une exposition aiguë par voie orale à des doses très élevées (60-100 mg/kg p.c.) entraîne une atrophie et une nécrose testiculaire, et une diminution de la fertilité. Des expositions à des doses moins élevées (25 à 50 mg/kg p.c.) n'ont pas été associées à de tels effets (ATSDR, 1999).

Les évidences sont insuffisantes pour déterminer s'il existe une relation entre l'exposition au cadmium par inhalation et un effet sur le système reproducteur chez l'homme (ATSDR, 1999). Certaines études n'ont pas démontré d'effets du cadmium sur la fertilité masculine, le niveau d'hormones sexuelles, le décompte de spermatozoïdes tandis que d'autres études ont démontré un effet sur le nombre et la viabilité des spermatozoïdes. Il y a peu d'études sur l'exposition au cadmium par voie orale et son effet sur le système reproducteur féminin ou masculin (ATSDR, 1999).

EFFETS SUR LE DÉVELOPPEMENT

Les études animales sur l'exposition au cadmium par voie orale n'ont pas démontré d'effets tératogènes, foetotoxicité ou embryotoxicité à des doses inférieures aux doses entraînant une toxicité rénale chez la femelle en gestation (WHO, 1996; ATSDR, 1999).

Par ailleurs, peu d'informations ont été validées quant aux effets embryotoxiques ou tératogènes de cadmium chez l'humain (WHO, 1996; ATSDR, 1999).

1.4.5 Mutagénicité

Dans les études animales, le cadmium administré par voie sous-cutanée provoque des mutations des cellules germinales ou des dommages chromosomiques à la suite d'une exposition sous-cutanée, mais on n'observe pas ce type d'effets lors d'une exposition orale ou péritonéale (ATSDR, 1999).

In vitro, les mutations ont été observées sur des cellules bactériennes, des levures et des lignées cellulaires provenant de mammifères. Des aberrations chromosomiques ont été mises en évidence sur des lignées cellulaires de mammifères et des cultures de lymphocytes humains (ATSDR, 1999).

Les résultats des études portant sur les aberrations chromosomiques chez les humains suite à l'exposition au cadmium par inhalation ou par voie orale sont contradictoires (WHO, 1996; ATSDR, 1999).

1.4.6 Cancérogénicité

En ce qui concerne l'exposition par voie orale, les études animales chez les rats et les souris soumis à une exposition chronique au cadmium n'ont pas démontré d'augmentation significative de l'incidence de tumeurs (WHO, 1996; ATSDR, 1999). Cependant, des études toxicologiques chroniques chez des rats exposés par inhalation ont démontré une augmentation significative de tumeurs pulmonaires (U.S.EPA, 1991; WHO, 1996; ATSDR, 1999).

Les études épidémiologiques chez les individus exposés au cadmium par la voie orale de façon chronique n'ont pas démontré une augmentation du risque de développer un cancer (WHO, 1996).

Cependant les études sur l'exposition chronique au cadmium chez l'humain par inhalation sont conflictuelles (ATSDR, 1999). Certaines études menées chez des travailleurs exposés ont démontré une augmentation du risque de développer un cancer du poumon, mais aucune relation claire entre le niveau et la durée de l'exposition et le développement du cancer du poumon n'a pu être mise en évidence. De plus, plusieurs de ces études n'ont pu contrôler adéquatement certaines variables confondantes tel qu'une coexposition à d'autres cancérigènes et les habitudes tabagiques. De façon générale, les études suggèrent un lien possible entre l'exposition au cadmium et le risque de développer le cancer du poumon chez l'humain, mais aucune conclusion définitive n'a pu être tirée.

Certaines études préliminaires européennes menées chez des travailleurs semblaient indiquer une association possible entre l'exposition au cadmium et le risque de cancer de la prostate mais les études subséquentes n'ont pas démontré une telle association (ATSDR, 1999).

1.4.7 Populations plus sensibles à l'intoxication au cadmium

Les différences de sensibilité individuelle à l'intoxication au cadmium n'ont pas fait l'objet d'études spécifiques, mais à partir de ce qui est connu sur la toxicité du cadmium, certaines conclusions peuvent être tirées. L'absorption de cadmium par le tractus digestif est probablement accrue chez les personnes souffrant de déficience en calcium et en fer, notamment chez les femmes qui ont eu de multiples grossesses ou chez les personnes qui ont une alimentation déficiente (ATSDR, 1999).

Par ailleurs, chez les personnes souffrants de problèmes rénaux secondaires à des conditions médicales tels que le diabète, ou chez les personnes âgées dont la fonction rénale est diminuée, on peut suspecter que la néphrotoxicité pourrait s'observer à des niveaux d'exposition plus faibles que les niveaux toxiques chez les jeunes adultes en santé (ATSDR, 1999).

Les effets toxiques de l'exposition au cadmium sur la santé des enfants sont soupçonnés d'être les mêmes que ceux observés chez les adultes (toxicité rénale, pulmonaire et intestinale, dépendamment de la voie d'exposition (ATSDR, 1999). Cependant, en raison de la longue demi-vie du cadmium dans l'organisme et de son accumulation possible, l'exposition au cadmium chez les enfants présente peut-être un plus grand risque d'effets néfastes à long terme sur la santé (ATSDR, 1999).

1.4.8 Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène

Les approches utilisées pour décrire les doses de référence et estimateurs de risque de cancers recommandés par divers organismes américains ou internationaux ont été consultées et sont résumées ci-dessous.

1.4.8.1 Valeurs dérivées par l'U.S.EPA

1.4.8.1.1 Version de 1991

1.4.8.1.1.1 Dose de référence

La dose de référence (RfD) pour la voie orale proposée par la banque de données IRIS (Integrated Risk Information System) de l'U.S.EPA, 1991 (version de 1991, modifiée en 1994) est dérivée à l'aide d'un modèle toxicocinétique qui permet de déterminer le niveau d'exposition chronique qui entraînerait une concentration de cadmium de 200 µg/g m.f. de cortex rénal humain. Cette concentration a été retenue comme la concentration la plus élevée non associée à une protéinurie significative (U.S.EPA, 1985 cité par U.S.EPA, 1991). Le modèle assume qu'environ 2,5% du cadmium absorbé provient des aliments, que 5% provient de la consommation d'eau et qu'environ 0,01% de la charge corporelle de cadmium est éliminée chaque jour. Le modèle toxicocinétique prédit que les NOAEL (« No Observed Adverse Effect Level ») pour l'exposition chronique au cadmium par la consommation d'eau et les aliments, seraient de 5 et de 10 µg Cd/kg-jour, respectivement. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité inter-individuelle en l'absence de données spécifiques chez les individus les plus sensibles. Les RfD sont de 0,5 µg/kg-jour lorsque l'exposition provient de l'eau et de 1 µg/kg-jour lorsque l'exposition provient de l'alimentation (tableau III-11).

Tableau III – 11. Doses de référence pour le cadmium selon U.S.EPA, 1991

Effet critique	Doses expérimentales	Facteurs d'incertitude	Facteurs modifiants	RfD (µg/kg-jour)
Protéinurie significative chez l'humain	NOAEL (eau) 0,005 mg/kg-jour	10	1	0,5
	NOAEL (aliments) 0,01 mg/kg-jour	10	1	1

1.4.8.1.1.2 Concentration de référence (RfC)

Aucune concentration de référence (RfC) pour la voie d'inhalation n'est proposée par IRIS (U.S.EPA, 1991).

1.4.8.1.1.3 Estimateurs de risque cancérigène pour l'exposition par inhalation

L'U.S.EPA classe le cadmium comme un cancérigène humain probable (B1) (U.S.EPA, 1991). Dans la banque de données toxicologiques d'IRIS (version 1991, modifiée en 1992), le risque cancérigène unitaire associé à l'inhalation de cadmium ($1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) a été estimé à partir d'une étude sur la mortalité par cancers broncho-pulmonaires chez des travailleurs exposés au cadmium par inhalation (Thun et coll., 1985 cité par U.S.EPA, 1991). Le tableau III-12 présente les concentrations de cadmium dans l'air associées à un excès de risque de cancers de un sur un million.

Tableau III – 12. Concentrations de cadmium dans l'air associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million selon U.S.EPA, 1991

Excès de risque de cancers	Concentration de cadmium dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1×10^{-4}	6×10^{-2}
1×10^{-5}	6×10^{-3}
1×10^{-6}	6×10^{-4}

1.4.8.1.2 Version de 1999

1.4.8.1.2.1 Dose de référence

L'étude de Buchet et coll., 1990 (citée par U.S.EPA, 1999b, document de consultation¹⁰) a été considérée la plus adéquate par IRIS pour le calcul de la dose de référence du cadmium. Il s'agit d'une étude épidémiologique conduite auprès d'une population belge exposée au cadmium par ingestion et par inhalation. Cette étude a démontré une relation dose-réponse entre les niveaux de cadmium urinaire et différents marqueurs de son effet rénal dans une population humaine générale (incluant des individus plus sensibles tels que des diabétiques, des personnes âgées et des personnes exposées durant leur enfance). La N-acetyl-beta-D-glucosaminidase (NAG) est considérée comme le plus pertinent et le plus sensible des marqueurs de la toxicité rénale du cadmium. Il a été rapporté qu'une excrétion urinaire de cadmium de $2,7 \mu\text{g}/\text{jour}$ était associée à une augmentation de 10% de l'incidence de résultats anormaux pour ce marqueur. La dose orale journalière (RfD) qui entraînerait une excrétion urinaire de cadmium de $2,7 \mu\text{g}/\text{jour}$ a été calculée à l'aide du modèle de Oberdorster modifié et correspond à $0,84 \mu\text{g}/\text{kg-jour}$. Aucun facteur d'incertitude ou facteur modifiant n'a été retenu pour cette valeur puisque l'étude utilisée pour dériver cette RfD est basée sur une population générale incluant des individus plus sensibles qui ont été exposés de façon chronique au cadmium. La dose de référence récemment proposée par U.S.EPA, 1999b est donc de $0,84 \mu\text{g}/\text{kg-jour}$.

¹⁰ Ce document était en consultation publique, c'est à dire que ces conclusions ont déjà été entérinées par les scientifiques de l'U.S.EPA. Selon Regina McCartney (U.S.EPA, communication personnelle), la version finale devrait être publiée au cours de l'année 2001.

1.4.8.1.2.2. Concentration de référence

Pour la détermination de la RfC, l'U.S.EPA, 1999b a utilisé la même étude que celle utilisée pour la détermination de la RfD, soit celle de Buchet et coll., 1990 (cité par U.S.EPA, 1999b). En utilisant le modèle de Oberdorster, il a été calculé qu'une excrétion urinaire de cadmium de 2,7 µg/jour correspondait à une exposition par inhalation de 0,65 µg/m³ en présence d'une exposition orale concomitante de 0,14 µg/kg-jour. La RfC est donc de 0,65 µg/m³ d'air, en excluant une exposition orale de 0,14 µg/kg-jour.

Cependant, l'exposition par la voie orale peut varier d'une population à l'autre et celle-ci peut être beaucoup plus élevée dans certaines populations (par exemple celles qui consomment de grandes quantités de fruits de mer). Selon le modèle toxicocinétique utilisé, des niveaux d'exposition par voie orale plus élevés entraînent une modification de la RfC. L'U.S.EPA a calculé les RfC pour différents scénarios d'exposition par voie orale et par inhalation simultanée (tableau III-13).

Tableau III – 13. Concentration de référence du cadmium selon différents scénarios d'exposition simultanée par voie orale et par inhalation selon U.S.EPA, 1999b

Dose d'exposition par voie orale (µg/kg-jour)	Concentration de référence (RfC) (µg/m³)
0,14	0,7
0,16 - 0,26	0,6
0,27 - 0,36	0,5
0,37 - 0,47	0,4
0,49 - 0,57	0,3

1.4.8.1.2.3. Estimateurs de risque cancérigène pour l'exposition par inhalation

Le risque cancérigène unitaire associé à l'inhalation de cadmium a été estimé à partir d'une étude sur l'incidence de cancers pulmonaires chez des travailleurs exposés au cadmium par inhalation (Stayner et coll, 1992 cité par U.S.EPA, 1999b) et de l'incidence de carcinomes pulmonaires chez des rats exposés (Takenaka et coll., 1983, cité par U.S.EPA, 1999b). Plusieurs méthodes d'extrapolation ont été utilisées pour calculer le risque cancérigène unitaire (tableau III-14).

Tableau III – 14. Risque cancérigène unitaire associé à une exposition par inhalation au cadmium selon U.S.EPA, 1999b

Étude utilisée	Modèle	Méthodes d'extrapolation	Risque cancérigène unitaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹
Stayner et coll. (1992)	Humain	DE ₁₀ ¹	4,2 x 10 ⁻³
Stayner et coll. (1992)	Humain	Modèle de régression de Poisson	4,4 x 10 ⁻³
Takenaka et coll. (1983)	Animal	DE ₁₀ ¹	3,9 x 10 ⁻²
Takenaka et coll. (1983)	Animal	LMS ²	4,1 x 10 ⁻²

Source : U.S. EPA, 1999b

¹ Dose effective chez 10% des sujets.

² Modèle linéaire multiétape.

1.4.8.2 Agency for Toxic Substances and Disease Registry

L'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) a basé son *Minimal Risk Level* (MRL) sur l'étude de Nogawa et coll. (1989) menée chez des consommateurs de riz vivant dans une zone polluée par le cadmium. La concentration de β_2 -microglobuline urinaire a été utilisée comme indicateur de dommages rénaux (ATSDR, 1999). La NOAEL en rapport avec les dommages rénaux a été estimée à 2,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -jour. L'ATSDR a appliqué un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité inter-individuelle, ce qui conduit à une MRL pour la voie orale de 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -jour.

1.4.8.3 Organisation mondiale de la santé

L'Organisation mondiale de la santé (OMS, ou « World Health Organization », WHO) a considéré que le niveau de cadmium dans le cortex rénal à ne pas dépasser était de 50 mg/kg. En se basant sur cette valeur limite, la *Provisional Tolerable Weekly Intake* (PTWI) a été fixée à 7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -jour, ce qui correspond à une *Provisional Tolerable Daily Intake* (PTDI) par voie orale à 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ -jour (WHO, 1993).

1.4.8.4 Comparaison des différentes valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène

La principale voie d'exposition au cadmium considérée dans l'analyse de risque associée à l'utilisation des MRF est la voie d'ingestion. Comme nous venons de le voir, les différents organismes qui ont estimé des valeurs de référence pour l'exposition par voie orale au cadmium ont considéré que l'effet principal de ce contaminant se manifestait au niveau du système rénal. Le cadmium n'est pas reconnu pour présenter des effets cancérigènes lors d'une exposition par

ingestion. Le tableau III-15 présente les différentes valeurs de référence par voie orale proposées. La valeur retenue pour l'évaluation de risques (chapitre V-2) est 840 ng/kg-j.

Tableau III-15. Valeurs de référence du cadmium par voie orale

Organisme	Effets critiques	Milieu	Valeurs de référence ¹
U.S.EPA, 1991	NOAEL de 5 et 10 µg/kg-j pour l'eau et les aliments, respectivement (protéinurie significative chez l'humain)	Eau	0,5
		Alimentation	1,0
U.S.EPA, 1999b	NOAEL de 0,84 µg/kg-j (augmentation de 10% des résultats anormaux d'un marqueur urinaire considéré comme NOAEL dans la population en général)	-	0,84
ATSDR, 1999	NOAEL de 2,1 µg/kg-j (dommages rénaux chez l'humain)	-	0,2
WHO, 1993	Concentration dans le cortex rénal à ne pas dépasser chez l'humain	-	1,0

¹ Exprimée en µg/kg-j

2. DIOXINES ET FURANNES

Les polychlorodibenzo-p-dioxines (dioxines, PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (furannes, PCDF) sont deux familles de substances qui ont des structures chimiques semblables et des propriétés physico-chimiques similaires. Ces composés omniprésents dans l'environnement sont très persistants et bioaccumulables. Les dioxines et les furannes comprennent 75 et 135 congénères, respectivement. Ces congénères sont classés selon leur nombre d'atomes de chlore pour former huit séries d'homologues (monoCDD à octaCDD et monoCDF à octaCDF).

Les congénères de dioxines et furannes (PCDD/F) sont rarement rencontrés de façon individuelle dans l'environnement. Généralement, les dioxines/furannes sont présents sous forme de mélange de plusieurs congénères dont les proportions dans un milieu donné varient selon divers facteurs (milieu à l'étude, source de contamination, stade de dégradation de chaque congénère, etc).

Les propriétés physicochimiques, la persistance, la bioaccumulation et la toxicité des dioxines/furannes varient avec le nombre et la position des atomes de chlore. La 2,3,7,8-TCDD constitue le congénère le plus toxique. Parmi les séries d'homologues, il y a 17 congénères ayant une substitution chlorée en position 2,3,7,8 qui représentent les molécules les plus toxiques de chaque série. Comme il est impossible de mesurer l'exposition à chacun des congénères et d'évaluer le risque que chaque congénère représente, plusieurs organismes ont proposé d'utiliser des facteurs d'équivalence toxique (FET) : NATO-CCMS (1988) (NATO/CCMS, 1988 cité par U.S.EPA, 2000a), EPA (1989) (cité par U.S.EPA, 2000b) et OMS (1998) (Van der Berg, 1998 cité par ATSDR, 1998). Ces facteurs permettent de convertir les 17 congénères de dioxines/furannes en équivalent 2,3,7,8-TCDD (équivalents toxiques, EQT). Les FET de NATO-CCMS (1988) et ceux de l'EPA (1989) sont les mêmes. On les cite généralement comme étant les FET internationaux (I-FET). Quant aux FET de l'OMS (1998), ils diffèrent des deux premiers en ce qui concerne la 1,2,3,7,8-PeCDD et les congénères OCDD et OCDF. Ils intègrent également des FET pour certains congénères de BPC qui ont un mécanisme d'action toxique semblables aux dioxines/furannes. L'annexe III-B présente les facteurs d'équivalence toxique de ces divers organismes. Dans ce document, à moins d'une mention spéciale, les FET de NATO/CCMS (1988) et de EPA (1989) ont été utilisés pour exprimer les concentrations de dioxines/furannes en équivalents toxiques (EQT).

2.1 Exposition humaine aux dioxines/furannes attribuable au bruit de fond

2.1.1 Air

2.1.1.1 Concentrations dans l'air

Les concentrations de dioxines/furannes dans l'air sont généralement très faibles. Toutefois, l'atmosphère joue un rôle important dans le transport et la distribution de ces contaminants parce

qu'ils peuvent se déposer sur les sols ou dans l'eau, puis retourner à l'air par volatilisation et/ou resuspension de particules.

Au Québec, quelques mesures de la concentration de dioxines/furannes ont été effectuées récemment dans l'air ambiant. Ainsi, dans la région de Bécancour, les concentrations moyennes de dioxines/furannes étaient de 13 et 15 fg EQT/m³ (MEF, 1998b). Environnement Canada a mesuré une concentration moyenne d'environ 40 fg EQT/m³ à Montréal et une concentration moyenne de près de 100 fg EQT/m³ à Jonquière (Dann, 1998).

Pour l'ensemble du Canada, la concentration moyenne de dioxines/furannes en zone rurale est de 20 fg EQT/m³ (Dann, 1998).

2.1.1.2 Dépôt atmosphérique

La déposition atmosphérique de dioxines/furannes estimée à Bloomington (Indiana, États-Unis) à partir de mesures directes de dépôts secs et humides était de 20 µg EQT/ha-an (Koester et Hites 1992, cités par Cook et Beyea, 1998). D'autres estimations de la déposition atmosphérique de dioxines/furannes réalisées aux États-Unis à partir de sédiments variaient de 11 à 21 µg/ha-an (citées par Cook et Beyea, 1998).

2.1.1.3 Tabagisme

Lofroth et Zebuhr (1992 cité par ATSDR, 1998) ont mesuré 18 pg EQT de dioxines/furannes dans la fumée principale de 20 cigarettes (1 pg EQT par cigarette) et 39 pg EQT dans la fumée secondaire de 20 cigarettes (2 pg EQT par cigarette).

Environnement Canada et Santé Canada ont estimé que l'exposition aux dioxines/furannes via le tabagisme serait d'environ 0,5 pg EQT/kg-jour (Environnement Canada et Santé Canada, 1990). L'exposition aux dioxines/furannes via le tabagisme n'a pas été prise en compte dans notre évaluation du risque associé à l'utilisation des MRF en agriculture au Québec (chapitre V) car il représente une exposition spécifique à une source de contamination autre que le bruit de fond en général (eau, air, sol, aliment); il en est de même pour l'exposition professionnelle de certains travailleurs aux dioxines/furannes.

2.1.1.4 Normes, critères et niveaux recommandés

Le critère annuel provisoire du MENV pour les dioxines et furannes dans l'air est de 500 fg EQT/m³ (cité par MEF, 1998).

2.1.2 Eau

2.1.2.1 Concentrations dans l'eau

Au Québec, peu de mesures des concentrations de dioxines/furannes ont été effectuées dans les eaux souterraines, les eaux de surface et l'eau potable. Nous présentons ci-dessous quelques données provenant du MENV.

1.1.1.1.1 Eaux souterraines

En se basant sur les propriétés physico-chimiques des dioxines/furannes, les coefficients d'adsorption de ces substances dans les sols ainsi que les concentrations bruit de fond dans les sols, de très faibles concentrations sont attendues dans l'eau souterraine. La contamination des sols par les dioxines/furannes se fait généralement à partir des dépôts atmosphériques et comme ces substances ne sont pas très mobiles par lessivage, on ne s'attend pas à ce que les couches profondes de sol et l'eau souterraine deviennent très contaminées.

1.1.1.1.2 Eaux de surface

Quelques mesures de dioxines/furannes ont été réalisées dans les eaux de surface au Québec. Dans les eaux de surface de la rivière St-Maurice, les concentrations de dioxines/furannes étaient 3 fg EQT/L en septembre 1998 et de 93 fg EQT/L en avril 1998 (Hélène Tremblay, 2000). La valeur maximale des concentrations de dioxines/furannes mesurées dans l'eau brute de St-Hyacinthe est de 200 fg EQT/L (Hélène Tremblay, 2000). Dans la région du Saguenay, la concentration de dioxines/furannes dans des eaux de surface alimentant des réseaux d'eau potable était de 2 et 4 fg EQT/L en février 2000 (Hélène Tremblay, 2000). Les médianes des concentrations de fond de dioxines/furannes mesurées dans l'eau du fleuve St-Laurent sont de l'ordre de 1 à 2 fg EQT/L (Sylvie Cloutier, 2000).

1.1.1.1.3 Eau potable

Les concentrations de dioxines/furannes mesurées au printemps 2000 dans l'eau potable de la région du Saguenay (5 réseaux municipaux et 1 puits) étaient inférieures à la limite de détection sauf pour une valeur qui était de 5 fg EQT/L (Hélène Tremblay, MENV, communication personnelle). Quatre mesures de la concentration de dioxines/furannes dans l'eau potable de Trois-Rivières démontraient des concentrations variant de 17 à 120 fg EQT/L (Hélène Tremblay, MENV, communication personnelle).

2.1.2.2 Normes, critères et niveaux recommandés

Le MENV recommande un critère de qualité de l'eau de surface au Québec de 13 pg EQT/L pour les dioxines/furannes (MENV, 1996a). Bien qu'aucune norme québécoise ou canadienne n'ait été élaborée pour les dioxines/furannes dans l'eau potable, le ministère de l'Énergie et de

l'Environnement de l'Ontario propose une concentration maximale acceptable provisoire de 15 pg EQT/L dans l'eau potable (Santé Canada, 2000).

2.1.3 Aliments

2.1.3.1 Concentrations dans les aliments

Au Québec, le MAPAQ évalue actuellement la contamination du panier de provision québécois par les dioxines/furannes. Les résultats de cette étude ne seront disponibles qu'en 2002 (Jacques Boulanger, MAPAQ, communication personnelle). Nous présentons donc les concentrations de dioxines/furannes mesurées dans des aliments canadiens et américains tirées de différentes études.

1.1.1.1.4 Légumes et céréales

L'absorption racinaire des dioxines/furannes par les plantes n'est pas très importante car ces composés sont fortement liés aux particules du sol et ont donc peu tendance à entrer en solution dans le sol et être disponibles pour les plantes. Cependant, le feuillage des plantes peut être contaminé par des particules atmosphériques ainsi que par la volatilisation ou la translocation des dioxines/furannes présentes dans le sol. En général, il n'y a pas d'accumulation de dioxines/furannes par les racines (Jones et Sewart, 1997).

L'étude de Isensee (1971 cité par Mukerjee, 1998) a montré que 0,15% des dioxines/furannes présents dans les sols s'accumuleraient dans l'avoine et le soja.

Dans une étude canadienne, les concentrations de dioxines/furannes dans plusieurs aliments originaires du Canada ou importés des États-Unis et de Nouvelle-Zélande ont été mesurées (Birmingham, 1989 cité par ATSDR, 1998). Presque toutes les concentrations de dioxines/furannes dans les légumes, fruits et céréales étaient inférieures aux limites de détection, sauf pour l'octa-CDD (OCDD) qui a été détecté dans la plupart des aliments. La 2,3,7,8-TCDD n'a été détectée dans aucun des aliments analysés (tableau III-16).

Tableau III – 16. Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans des légumes et céréales canadiens et américains

Type d'aliments	Concentrations (ng EQT/kg m.f.)
Légumes	0,002
Fruits	0,004
Produits à base de blé	0,007

Source : Birmingham, 1989 cité par ATSDR, 1998

1.1.1.1.5 Viandes

Selon une étude menée par Kimbrough (1984, cité par Olson et coll., 1988), 39% de la teneur en TCDD présente dans les sols se retrouverait dans les tissus adipeux du bétail élevé sur ce sol.

LaFleur et coll. (1990 cité par ATSDR, 1998) ont mesuré la concentration de 2,3,7,8-TCDD et de 2,3,7,8-TCDF dans plusieurs aliments provenant de supermarchés américains. Les résultats sont présentés dans le tableau III-17.

Tableau III – 17. Concentration de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans des viandes américaines

Type d'aliments	Concentrations (ng/kg m.f.)	
	2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDF
Bœuf haché	0,017-0,062	Inférieur à 2,3,7,8-TCDD
Porc haché	n.d.	0,013-0,020
Bœuf (hot dog)	0,012-0,037	Inférieur à 2,3,7,8-TCDD

Source : LaFleur et coll. 1990 cité par ATSDR, 1998

n.d. : non détecté

Birmingham (Birmingham, 1989 cité par ATSDR, 1998) a mesuré dans les œufs, le bœuf et le poulet, des concentrations de dioxines/furannes inférieures aux limites de détection, sauf pour l'OCDD qui a été détecté dans la plupart des aliments produits au Canada ou importés des États-Unis et Nouvelle-Zélande. La 2,3,7,8-TCDD n'a pas été détectée dans les aliments analysés. Des mesures des concentrations de dioxines/furannes ont également été réalisées par Schechter et coll. (1994, cité par ATSDR, 1998) pour des viandes américaines (tableau III-18).

Tableau III – 18 Concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les œufs et les viandes canadiennes et américaines

Aliments		Concentrations (ng EQT/kg m.f.)	Référence
Œufs		0,59	Birmingham, 1989
Bœuf	Bœuf	0,29	Birmingham, 1989
	Pointe de faux-filet	0,04	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
	Rib steak	0,3	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
	Bœuf haché	1,5	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
Porc	Côtelette de porc	0,3	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
	Jambon cuit	0,3	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
Agneau	Faux-filet	0,4	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998
Volaille	Volaille	0,39	Birmingham, 1989
	Bâtonnets de poulets	0,03	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998

1.1.1.1.6 Poissons

Le tableau III-19 présente les concentrations de dioxines/furannes mesurées dans divers poissons des supermarchés des États-Unis.

Tableau III-19. Concentrations moyennes de dioxines/furannes dans des poissons aux États-Unis

Type de poissons	Concentrations (ng EQT/kg m.f.)
Aiglefin	0,03
Filet d'aiglefin	0,02
Morceaux d'aiglefin	0,13
Perche	0,02
Morue	0,02

Source : Schecter et coll. (1994) cité par ATSDR, 1998

Des mesures des dioxines/furannes dans la chair de poissons ont été réalisées récemment par Langlois et Dubuc, 1999. Les concentrations moyennes de dioxines/furannes mesurées dans des poissons provenant de zones québécoises situées en aval d'effluents d'usines de pâtes et papiers et de zones de référence n'ont pas démontré de différences significatives. Les concentrations moyennes pour 8 régions étaient de 0,138 ng EQT/kg pour la zone exposée (étendue : n.d. à 0,28 ng EQT/kg) et de 0,126 ng EQT/kg pour les zones de référence (étendue : n.d. à 0,4 ng EQT/kg).

1.1.1.1.7 Lait

LaFleur et coll. (1990 cité par ATSDR, 1998) rapportent les concentrations de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF mesurées dans le lait américain (tableau III-20).

Tableau III – 20. Concentrations de 2,3,7,8-TCDD et 2,3,7,8-TCDF dans le lait aux États-Unis

Congénère	Concentration (ng/kg)	
	Lait entier	Lait (2% gras)
2,3,7,8 – TCDD	0,024-0,025	0,013-0,014
2,3,7,8 – TCDF	0,260-0,280	0,146-0,195

Source : LaFleur et coll., 1990 cité par ATSDR, 1998

Le tableau III-21 résume quelques études qui ont porté sur la mesure des dioxines/furannes dans les produits laitiers nord-américains.

Tableau III-21. Concentrations de dioxines/furannes dans les produits laitiers canadiens et américains

Type de produits	Concentrations (ng EQT/kg m.f.)	Références
Produits laitiers		
Fromage cottage	0,04	Schechter et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998 ¹
Fromage bleu doux	0,7	
Crème épaisse	0,4	
Fromage à la crème	0,3	
Tranche de fromage	0,3	
Lait entier	0,11	Birmingham, 1989 ²
Lait partiellement écrémé	0,15	Ryan J.J. et coll., 1991 ³
Lait entier	0,86 ⁴	Ferrario et coll., 1996, 1997; Lorber et coll., 1997; Winters et coll., 1996, cités par ATSDR, 1998 ⁵

¹ Produits laitiers des États-Unis

² Produits laitiers de l'Ontario

³ Produits laitiers de 6 villes canadiennes.

⁴ Concentration sur la base des lipides

⁵ Produits laitiers américains

Schechter et coll. (1989 cité par ATSDR, 1998) ont mesuré les dioxines dans le lait de formule pour bébés disponible aux États-Unis. Ce lait peut être fait à partir du lait de vache ou de soya. De façon générale, ces deux types de lait ont des concentrations de dioxines très faibles (tableau III-22).

Tableau III – 22. Concentrations des congénères de dioxines dans les laits de formules pour bébés des États-Unis

Congénères	Concentrations (ng/kg m.f.)		
	A base de lait de vache ¹		A base de soya
	Lait entier (3,25% gras)	Lait (2% gras)	
2,3,7,8-TCDD	n.d.	n.d.	n.d.
PCDD	n.d.	n.d.	n.d.
HxCDD	3,6	3,3	n.d.
HpCDD	6,5	8	2,3-3,0
OCDD	15	21	21-36

Source : Schechter et coll., 1989 cité par ATSDR, 1998

¹ Concentration ajustée selon les lipides

n.d. : Limite de détection : 0,5 – 1 ppt

Des données existent également pour les concentrations de dioxines/furannes dans le lait maternel (tableau III-23).

Tableau III – 23. Concentrations des dioxines/furannes dans le lait maternel

Population	Concentration dans le lait maternel (ng EQT/kg lipides)	Références
Américaine	17	Schechter et coll., 1989
Canadienne		
1981-1982	24,7	Ryan et coll., 1993
1986-1987	15,6	

Source: ATSDR, 1998

La concentration de dioxines/furannes mesurée en 1994 par Ryan et coll. dans le sang de 30 personnes (témoins) vivant à Montréal et à Québec était de 20,6 ng EQT/kg de lipides (Ryan et coll., 1997). Ces données correspondent à celles déjà publiées (tableau III-23) si l'on considère que la concentration de dioxines/furannes dans le lait maternel est équivalente à la concentration dans le sang exprimée par rapport aux lipides.

2.1.3.2 Exposition via l'alimentation

L'ATSDR (ATSDR, 1998) considère que la consommation de nourriture (incluant le lait maternel) constitue, et de loin, la source d'exposition la plus importante pour la population générale puisqu'elle représente plus de 90% de l'apport total quotidien des non-fumeurs.

Hattemer-Frey et Travis, (1989 cité par ATSDR, 1998) ont estimé l'apport de 2,3,7,8-TCDD pour des adultes américains (tableau III-24).

Tableau III – 24. Apport quotidien de 2,3,7,8-TCDD chez les Américains

Source /voie d'exposition	Apport quotidien de 2,3,7,8- TCDD (pg/jour)	Pourcentage de l'apport total quotidien (%)
Alimentation		
Fruits et légumes	5	11
Lait	13	27
Viandes	23	50
Poissons	5	10
Total	46	98
Autres sources		
Air/inhalation	1	2
Eau/ingestion	$6,5 \times 10^{-3}$	<0,01
Sol/ingestion	-	-
Total	1,01	2
Apport total	47	100

Source : Travis et Hattemer-Frey, 1989 cité par ATSDR, 1998.

Le tableau III-25 présente diverses estimations de l'exposition quotidienne aux dioxines/furannes chez les Canadiens et les Américains selon les différentes voies d'exposition. L'alimentation constitue plus de 97% de l'apport total de dioxines/furannes chez les non-fumeurs.

Tableau III – 25. Apport quotidien de dioxines/furannes pour la population canadienne et américaine

Source/voie d'exposition	Apport quotidien de dioxines/furannes					
	pg EQT/j ¹	%	pg EQT/j ²	%	pg EQT/j ³	%
Alimentation						
Fruits et légumes	1,20	1,4	nd	nd	24,1	20,1
Lait et produits laitiers	48,8	53,3	42	35	17,6	14,6
Lait	-	-	18	15	-	-
Fromage	-	-	24	20	-	-
Viande	41,6	45,3	66,1	55	67,2	56,3
Porc	0,6	0,6	12	10	12,2	10,2
Bœuf	16,2	17,7	37	30,8	38,0	31,9
Poulet	7,8	8,5	13	11	12,9	10,8
Œufs	17,0	18,5	4,1	3,4	4,1	3,4
Poissons et huile de poisson	-	-	7,8	6,6	7,8	6,5
Produits à base de blé	0,09	0,0	-	-	-	-
Total	91,7	100%	116	97%	116	97,5%
Autres sources						
Air			2,2	1,8	2,2	1,8
Eau			0,008	0,01	négligeable	-
Sol			0,8	0,7	0,8	0,7
Total			3	2,5%	3,0	2,5%
Exposition totale	91,7	100%	120	100%	119	100%

¹ Birmingham, 1989 cité par ATSDR, 1998 (population canadienne)

² Schaum et coll., 1994 cité par ATSDR, 1998 (population américaine)

³ U.S.EPA, 1994a (population américaine)

D'autres estimations de l'apport quotidien de dioxines/furannes en provenance de l'alimentation sont présentées sommairement au tableau III-26.

Tableau III – 26. Apport quotidien de dioxines/furannes via l'alimentation chez les Canadiens et les Américains

Population	Apport quotidien		Référence
	(pg EQT/jour)	(pg EQT/kg -jour)	
Américaine	18-190	0,3-3,0	Schechter et coll., 1994
Américaine	34-167	0,52-2,57	Schechter et coll., 1996
Américaine (fast food) ¹	3-101	0,046-1,556	Schechter et Li, 1997
Canadienne	48,8 ²	0,8	Ryan et coll., 1997

Source : ATSDR, 1998

¹ Comprend également les BPC dioxin-like

² En considérant un poids moyen de 61 kg pour toute la vie

2.1.3.3 Normes, critères et niveaux recommandés

Les directives administratives de Santé Canada pour la mise sur le marché des produits de la pêche fixent la concentration maximale des dioxines/furannes à 15 ng EQT/kg m.f. (Santé Canada, 2000).

2.1.4 Sols

Les principaux isomères mesurés dans les sols sont les HpCDD et OCDD, que ce soit pour les sols ruraux (où ce sont souvent les seuls isomères détectés) ou les sols urbains. Toutefois, les concentrations de ces isomères dans les sols urbains peuvent être supérieures aux concentrations mesurées dans les sols ruraux par deux ordres de grandeur (Birmingham, 1990).

La déposition atmosphérique constitue le principal apport de dioxines/furannes dans les sols de surface. Ces substances demeurent généralement dans les premiers centimètres de surface parce qu'elles sont liées fermement avec les constituants du sol. Lorsque les sols sont remués (labourage), les dioxines/furannes sont redistribuées (Jones et Sewart, 1997).

2.1.4.1 Concentrations dans les sols québécois

Lors de l'incendie de BPC survenu en 1988, la concentration de dioxines/furannes avait été mesurée dans 57 sols agricoles de la région de Saint-Basile-Le-Grand qui n'avaient pas été affectés par l'incendie (Trépanier, 1992). Le tableau III-28 présente les concentrations moyennes des congénères de dioxines/furannes. La moyenne arithmétique était de 10,1 ng EQT/kg m.s. et la moyenne géométrique était de 4,4 ng EQT/kg m.s., alors que les concentrations variaient de non détectable à 99 ng EQT/kg m.s. L'auteur considère cependant que ces résultats représentent le bruit de fond d'une zone semi-rurale (Jean-Pierre Trépanier, Sanexen, communication personnelle).

Tableau III – 27. Concentrations de dioxines/furannes dans des sols agricoles de la région de Saint-Basile-Le-Grand non affectés par l'incendie de 1988

Substance	N	Concentrations (ng/kg m.s.)	
		Moyenne arithmétique	Moyenne géométrique
2,3,7,8-TCDD	35	6,2	2,7
Autres TCDD	57	7,8	3,7
Penta-CDD	57	10,7	5,3
Hexa-CDD	57	33,9	12,9
Hepta-CDD	57	247,3	47,1
Octa-CDD	57	742,7	141,7
2,3,7,8-TCDF	25	13,8	9,0
Autres TCDF	57	10,2	5,0
Penta-CDF	57	11,6	4,6
Hexa-CDF	57	32,4	8,6
Hepta-CDF	57	190,7	16,6
Octa-CDF	57	78,8	21,6
Total en EQT	57	10,1	4,4

Source : Jean-Pierre Trépanier, Sanexen, communication personnelle

Selon Birmingham, 1990, la concentration moyenne de dioxines/furannes dans 30 sols ruraux de l'Ontario et de divers états américains est de $0,4 \pm 0,6$ ng EQT/kg m.s.. Les seuls congénères détectés dans ces sols sont les HpCDD (de 25 à 91 ng/kg m.s. dans 3 sols sur 30) et l'OCDD (de 40 à 810 ng/kg m.s. dans 17 sols sur 30). Dans les parcs ruraux¹¹ de l'Ontario, la moyenne arithmétique de 74 échantillons est de 1,7 ng EQT/kg m.s. et la valeur du 98^{ème} centile est de 4,8 ng EQT/kg m.s. (OMEE, 1994).

Devant le manque d'informations sur la teneur de dioxines/furannes moyenne dans les sols agricoles québécois, les concentrations de dioxines/furannes ont été mesurées dans 14 sols agricoles québécois (annexe II-A). Ces concentrations de dioxines/furannes variaient entre 0,254 et 0,881 ng EQT/kg m.s., avec une moyenne de 0,499 ng EQT/kg m.s.

2.1.4.2 Normes, critères et niveaux recommandés

Le tableau III-28 présente les critères de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998). Bien que le domaine d'application de la *Politique* ne vise pas les terres agricoles, il est précisé que dans l'éventualité où un terrain serait réutilisé pour des fins agricoles, ces activités devraient être réalisées dans un sol propre, c'est-à-dire respectant les critères A. Aussi, bien que les critères A ne soient pas des critères agricoles, il demeure qu'ils peuvent être utilisés à titre indicatif comme outils de comparaison. Dans le cas des dioxines/furannes, il faut cependant tenir compte que le critère A correspond à la limite de quantification.

¹¹ Les parcs ruraux sont définis comme étant des parcs, cimetières, écoles, boisés et zones non développées en milieu rural.

Tableau III - 28. Critères de la *Politique* du MENV pour les dioxines/furannes dans les sols

Vocation du terrain	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)
Critère A ¹	<2
Critère B (usage résidentiel, récréatif et institutionnel)	15
Critère C (usage commercial et industriel)	750

Source : MENV, 1998

¹ Correspond à la limite de quantification

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario s'est doté d'un critère générique de 10 ng EQT/kg m.s. pour la réhabilitation des sols pour un usage agricole (OMEE, 1997 cité par Pleus et Kelly, 1993).

2.1.5 Contact cutané

L'exposition cutanée aux dioxines/furannes n'a pas été retenue comme une voie significative pour l'exposition bruit de fond à ces substances.

2.1.6 Valeurs retenues

Pour la réalisation de l'évaluation de risques à la santé (section V-2), nous avons estimé la dose d'exposition bruit de fond à partir des valeurs suivantes :

- concentration de dioxines et furannes dans l'eau potable : 50 fg EQT/L
- Les différentes concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les aliments canadiens et américains décrites à la section III-2.1.3.1 et les doses décrites dans la section III-2.1.3.2 nous amènent à considérer que l'apport quotidien via l'alimentation varie de 50 à 120 pg EQT/jour. Cet intervalle correspond assez bien à la dose bruit de fond totale la plus vraisemblable (1 pg/kg-j) selon deux experts (Gaétan Carrier, Université de Montréal et Jake Ryan, Santé Canada, communications personnelles). Si l'on considère que plus de 95% de la dose totale de dioxines provient de l'alimentation (Gilman et coll., 1991), la dose bruit de fond due à l'ingestion serait de l'ordre de 50 à 60 pg/j. La dose de 1 pg/kg-j sera retenue pour la validation de nos estimations de bruit de fond (section V-2.5.1.3.2)
- Concentration bruit de fond dans les sols agricoles : 1,5 ng EQT/kg m.s. Cette valeur comprise entre la moyenne des concentrations mesurées dans 14 sols agricoles (0,499 ng/kg m.s.) et la valeur bruit de fond d'une zone semi-rurale (10 ng EQT/kg m.s.) a été retenue pour deux raisons : (i) les sols sur lesquels les analyses ont été effectuées avaient été prélevés depuis plus de 2 ans et avaient été séchés à l'air libre, ce qui a pu

contribuer à des pertes non négligeables par dégradation et volatilisation¹², et (ii) les concentrations bruit de fond mesurées dans des zones rurales en Ontario sont de 1,7 ng EQT/kg m.s.

2.2 Concentrations de dioxines/furannes dans les MRF au Québec

2.2.1 Dioxines/furannes dans les MRF des papetières

La présence de dioxines/furannes dans les biosolides de papetières est directement reliée à certaines substances chlorées qui sont utilisées afin de blanchir le papier. Des concentrations élevées de dioxines/furannes dans les biosolides des papetières peuvent être relativement élevées lorsque de tels procédés de blanchiment sont utilisés. Cependant, au Québec, beaucoup d'efforts ont été consentis par les industries papetières afin de réduire leurs émissions de dioxines/furannes. C'est pourquoi, comme nous l'avons vu à la section II-3.3.4, les moyennes des concentrations de dioxines/furannes dans les MRF des papetières sont faibles (comprises entre 0,73 à 1,57 ng EQT/kg m.s.) et devraient le rester.

2.2.2 Dioxines/furannes dans les biosolides municipaux

2.2.2.1 Origine des dioxines/furannes

La présence de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux est due (i) à des sources domestiques, (ii) à des sources industrielles et (iii) au ruissellement des dépôts atmosphériques et des dépôts provenant de la circulation automobile (U.S.EPA, 1991).

La plupart des industries ne rejettent pas de dioxines/furannes dans leurs effluents, soit parce que les procédés utilisés n'en produisent pas, soit parce qu'ils sont éliminés par des traitements appropriés. Toutefois, certains types d'industries pourraient être responsables de rejets industriels de dioxines/furannes dans les stations d'épuration municipales.

Plusieurs études menées en Allemagne dans les années 90 et une étude menée en Suisse ont montré que la contribution des eaux de ruissellement dans l'apport de dioxines/furannes dans les stations municipales était au moins aussi important que la contribution des industries. Cela s'explique par l'importance des dépositions atmosphériques de dioxines/furannes et des émissions automobiles. L'apport dû au ruissellement sera donc plus élevé en région urbaine qu'en région rurale. En Allemagne et en Suède, cet apport a été estimé à 32% et 20%, respectivement, de l'apport total de dioxines/furannes. Depuis quelques années, le ruissellement

¹² Au Québec, on considère que le sol du surface est gelé six mois par an, ce qui diminue fortement la biodégradation dans le milieu naturel. Par contre, en laboratoire, la biodégradation peut avoir lieu toute l'année. Aussi, lors du séchage du sol, la volatilisation a été accrue.

des dépôts atmosphériques représenterait l'apport principal de dioxines/furannes dans les stations d'épuration allemandes. Toutefois, ces conclusions sont contredites par d'autres études (Horstmann et coll. 1993 cité par U.S.EPA, 1991).

Enfin, il est possible que certains procédés de traitement des eaux usées impliquent (i) le transfert de composés sur les particules des biosolides, (ii) la dégradation de PCDD/F durant la digestion microbienne des biosolides, (iii) la volatilisation des groupes d'homologues faiblement chlorés et (iv) la formation potentielle de dioxines/furannes lors des procédés de traitement (Jones et Sewart, 1997).

2.2.2.2 Teneurs de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux

Les teneurs en dioxines/furannes ont été mesurées dans les biosolides municipaux de divers pays (tableau III-29).

Tableau III – 29. Concentrations de dioxines/furannes dans les biosolides municipaux de divers pays

Origine des biosolides (nombre d'échantillons)	Concentrations moyennes (ng EQT/kg m.s.)	Références
Allemagne (n=28)	102	Hagenmaier et coll., 1988
Suède (n=4)	160	Broman et coll., 1990
États-Unis (n=239)	83	U.S.EPA, 1988
Angleterre (n=16)	23	DoE, 1993
Suisse (n=30)	357	Rappe et coll., 1994

Source : Jones et Sewart, 1997

¹ Moyenne géométrique

² Concentration exprimée en tetraCDD et octaCDD

A partir de trois études, Jones et Sewart (1997) ont fait ressortir que dans les biosolides, les concentrations de dioxines sont généralement plus importantes que les concentrations de furannes, et que la contribution des congénères 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD et OCDD dans la concentration totale exprimée en EQT est supérieure à 10% pour chacun d'eux (tableau III-30).

Tableau III – 30. Contribution des congénères à l'équivalence toxique

Congénères	Contribution des congénères (%)		
	Médiane ¹	Moyenne ²	Moyenne ³
2,3,7,8-TCDD	14	3,1	3,1
1,2,3,7,8-PeCDD	10	1,2	2,7
1,2,3,4,7,8-HxCDD	4,2	0,6	0,6
1,2,3,6,7,8-HxCDD	6,2	4,1	3,9
1,2,3,7,8,9-HxCDD	5,9	1,3	1,6
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	13	39,6	27
OCDD	11	40	24
ΣPCDD	64,3	38,9	63
2,3,7,8-TCDF	2,6	1,8	5,8
1,2,3,7,8-PeCDF	10,4	2,2	11,6
2,3,4,7,8-PeCDF	1	0,3	1,8
1,2,3,4,7,8-HxCDF	5,9	1,8	3,4
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,2	-	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	4,2	-	3,9
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	2,1	2,5	5,1
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,4	-	0,18
OCDF	0,5	0,6	0,89
ΣPCDF	34,2	10,1	37

Source: Jones et Sewart, 1997

¹ U.S.EPA, 1988

² Rappe et coll., 1989

³ Sewart et coll., 1995

La section II-3.3.5 présente un résumé du bilan du MENV où sont décrites les concentrations de dioxines/furannes mesurées dans les biosolides municipaux en 1999.

2.3 Comportement des dioxines/furannes dans les sols

Lorsqu'elles sont libérées dans l'atmosphère, les dioxines/furannes ont tendance à s'adsorber aux particules. Dans l'air, une partie sera dégradée par photolyse alors qu'une autre portion se redéposera sur les sols et les feuillages et dans l'eau. Une fois déposées sur les sols, les dioxines/furannes qui sont à la surface peuvent être dégradées par photolyse ou par volatilisation. Les sols agricoles étant sujets à être labourés, les dioxines/furannes seront incorporés aux sols et auront d'autant moins de chance d'être lessivés ou volatilisés que la teneur en matière organique du sol est importante (U.S.EPA, 1994a).

De façon générale, la durée de vie des différents congénères de dioxines/furannes dans les sols augmente en fonction du nombre d'atomes de chlore. Young (1983) ainsi que Wipf et Schmidt (1983) (cités par Mukerjee, 1998) ont estimé la demi-vie des dioxines/furannes dans les sols à environ 10-12 ans. Mais dans le contexte québécois où les sols sont gelés la moitié de l'année, la

biodégradation, qui représente environ 80% des pertes de dioxines/furannes du sol, sera stoppée pendant la moitié de l'année, ce qui peut conduire à une demi-vie d'environ 20 ans.

2.4 Toxicité des dioxines/furannes

Les risques à la santé dus aux différents congénères de dioxines/furannes sont évalués ensemble car leur structure chimique, leurs effets néfastes sur la santé et les mécanismes d'action sous-jacents sont très semblables. Cependant, le potentiel toxique varie en fonction du congénère, d'où l'utilisation de facteurs d'équivalence toxique (FET). Les études portant sur les effets des dioxines/furannes sur la santé sont souvent présentées en fonction du congénère le plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD.

Les effets sur la santé des dioxines/furannes ont été spécifiquement étudiés chez quelques cohortes humaines : contamination accidentelle du riz à Yusho, Japon, et Yu-Chen, Taiwan; accident industriel à Seveso, Italie; exposition professionnelle de travailleurs d'usines de fabrication d'herbicides ou personnel de la U.S. Air Force exposé à l'Agent Orange, un défoliant utilisé durant la guerre du Vietnam.

2.4.1 Toxicité aiguë

Les effets sur la santé observés suite à une exposition de courte durée à des concentrations élevées de 2,3,7,8-TCDD concernent principalement la peau. La présence de chloracné et d'une hyperpigmentation en plaques sont les lésions cutanées les plus fréquentes et caractéristiques d'une exposition aiguë à la 2,3,7,8-TCDD (U.S.EPA, 2000c; ATSDR, 1998; WHO, 1998).

Une exposition aiguë aux dioxines et furannes peut également entraîner des altérations de certaines fonctions hépatiques caractérisées par l'élévation transitoire d'enzymes hépatiques (ATSDR, 1998).

Chez l'animal, la dose létale (DL₅₀) est très variable en fonction des espèces et des congénères. Les doses létales se situent dans l'ordre du µg/kg de poids corporel, et la mortalité est principalement associée à un phénomène de jeûne caractérisé par une perte de poids importante et une déplétion des tissus adipeux qui entraînent ultérieurement la mort (ATSDR, 1998). Chez l'humain, la dose létale n'est pas connue car aucune mortalité n'a été rapportée suite à une exposition aiguë à des concentrations élevées de 2,3,7,8-TCDD.

2.4.2 Toxicité systémique

TOXICITÉ RESPIRATOIRE

Les différentes études épidémiologiques démontrent des résultats contradictoires en regard avec la toxicité sur le système respiratoire. Une étude allemande a mis en évidence l'existence d'une association positive avec la survenue de bronchites et de laryngites quelques jours après une exposition accidentelle importante en milieu de travail, et avec des hémorragies pleurales observées 11 mois après l'incident (Goldman 1973, cité par ATSDR, 1998). Par contre, deux études menées chez des vétérans américains et des travailleurs américains ont conclu qu'il n'existait pas d'association entre une exposition à la 2,3,7,8-TCDD et une augmentation de la prévalence des bronchites chroniques, des maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC), de l'asthme et des pneumonies (Calvert et coll. 1991, cité par ATSDR, 1998). Bien que dans la cohorte populationnelle de Seveso (Italie), une augmentation de la mortalité par MPOC chez les hommes ait été notée dans la zone la plus fortement exposée cinq ans après la survenue de l'accident, les auteurs croient que des effets immunotoxiques et le stress ont pu contribuer indirectement à cette hausse (Pesatori et coll. 1992, cité par ATSDR, 1998).

TOXICITÉ CARDIO-VASCULAIRE

Les informations concernant la toxicité cardio-vasculaire suite à une exposition importante à la 2,3,7,8-TCDD sont également contradictoires. Si un excès de mortalité par cardiopathies chroniques a été démontré dans la cohorte de Seveso dix ans après l'incident, cette augmentation a surtout été importante durant les cinq premières années, et des facteurs psychosociaux, comme le stress occasionné par l'incident, représentent des variables de confusion qui doivent être considérées dans l'interprétation de ces résultats (Bertazzi et coll. 1989, cité par ATSDR, 1998).

Une augmentation de la mortalité par maladie cardio-vasculaire a été observée dans une cohorte de travailleurs exposés accidentellement à la 2,3,7,8-TCDD et dans une étude regroupant 36 cohortes de travailleurs de l'industrie des herbicides (Vena et coll. 1998, et Flesh-Jany et coll. 1995, cités par ATSDR, 1998). Cependant les auteurs restent prudents dans l'interprétation de cette association en raison de la difficulté à contrôler adéquatement certains facteurs tels que le tabagisme, la diète, la sédentarité, l'obésité et la cholestérolémie.

TOXICITÉ GASTRO-INTESTINALE

Les conclusions de l'étude menée auprès d'une cohorte de travailleurs américains exposés à la 2,3,7,8-TCDD suggèrent qu'il n'y aurait pas d'association entre l'exposition occupationnelle à cette substance et l'apparition de maladies gastro-intestinales (Calvert et coll. 1992, cité par ATSDR, 1998).

TOXICITÉ HÉMATOLOGIQUE

Les études épidémiologiques n'ont pas permis de faire ressortir des effets hématologiques significatifs suite à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD. Une augmentation des globules blancs et des plaquettes sanguines a été notée dans quelques cohortes, mais cette augmentation était transitoire et non significative (ATSDR, 1998).

TOXICITÉ HÉPATIQUE

Les différentes études épidémiologiques menées auprès de travailleurs (May 1992; Martin 1984; Maoses et coll. 1984, Calvert et coll. 1992, cités par ATSDR, 1998) et celles réalisées auprès de la population de Seveso (Caramaschi et coll. 1981; Moracelli et coll. 1986, cités par ATSDR, 1998) démontrent que les effets toxiques de la 2,3,7,8-TCDD sur le métabolisme hépatique sont habituellement modérés et, dans la plupart des cas, transitoires (ATSDR, 1998). Par contre, dans toutes ces études, une élévation des gamma-glutamyl-transférases sans altération du niveau des autres enzymes hépatiques a été observée (ATSDR, 1998). Des altérations dans le métabolisme et le profil des lipides des vétérans du Vietnam ont aussi été notées (Calvert et coll. 1992 et 1996, cités par ATSDR, 1998).

TOXICITÉ RÉNALE

Le rein ne semble pas être un organe cible de la toxicité de la 2,3,7,8-TCDD car les seules informations tentant de démontrer une association sont anecdotiques ou proviennent de questionnaires sur les symptômes rapportés par les patients (ATSDR, 1998).

TOXICITÉ ENDOCRINIENNE

Les études épidémiologiques suggèrent qu'une exposition importante à de fortes concentrations de dioxines/furannes peut induire des changements dans le métabolisme du glucose et des altérations subcliniques au niveau de la thyroïde (Henriksen et coll. 1997, Vena et coll. 1998, Steenland et coll. 1999, cités par ATSDR, 1998; U.S.EPA, 2000b)

TOXICITÉ CUTANÉE

La dose d'exposition nécessaire pour développer la chloracné n'a pas été établie, mais les données suggèrent que sa présence est associée à une exposition aiguë importante ou à une exposition chronique à la 2,3,7,8-TCDD. La chloracné sert souvent d'indicateur d'une exposition importante à la 2,3,7,8-TCDD, mais son absence n'indique pas que l'individu n'a pas été exposé (ATSDR, 1998).

D'autres manifestations cutanées associées au développement de chloracné ont été observées suite à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD : hyperpigmentation de la peau, hirsutisme et élastose solaire. De plus, suite à une exposition accidentelle sévère, il est aussi possible de voir

apparaître des lésions d'irritation (érythème et œdème de la région concernée) et une brûlure de la peau (ATSDR, 1998).

TOXICITÉ OCULAIRE

L'irritation oculaire n'a été observée que dans une étude menée chez des travailleurs exposés à la 2,3,7,8-TCDD et cette manifestation était corrélée avec la présence de chloracné (Poland et coll. 1971, cité par ATSDR, 1998).

TOXICITÉ NEUROLOGIQUE

Les données épidémiologiques indiquent qu'une exposition à la 2,3,7,8-TCDD est à la fois associée à des signes et symptômes d'atteintes neurologiques périphériques et du système nerveux central. Les manifestations d'une atteinte périphérique sont caractérisées par la faiblesse des membres et des extrémités, des douleurs musculaires, des paresthésies, une diminution de la sensation de vibration aux extrémités et une atteinte des réflexes. Dans certains cas, ces manifestations peuvent perdurer quelques années (ATSDR, 1998).

TOXICITÉ SUR LE SYSTÈME IMMUNITAIRE

Les résultats des études épidémiologiques portant sur les effets immunotoxiques (cellulaire, humoral et susceptibilité aux infections) de la 2,3,7,8-TCDD démontrent des résultats contradictoires. Cependant, l'immunosuppression associée à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD a été plusieurs fois démontrée chez l'animal que ce soit sur le système immunitaire cellulaire et humoral, ou sur la résistance aux infections (U.S.EPA, 2000b). De plus, ces études ont démontré qu'une exposition en période périnatale touchait principalement la lignée des lymphocytes T et que cette suppression persiste souvent pour toute la vie. Cette période a donc été identifiée comme une période de grande susceptibilité et de grande vulnérabilité pour une immunosuppression par la 2,3,7,8-TCDD (U.S.EPA, 2000b).

2.4.3 Toxicité sur le système reproducteur et le développement

EFFETS SUR LE SYSTÈME REPRODUCTEUR

L'étude de 1991 auprès de la cohorte des vétérans du Vietnam a démontré une association significativement positive entre une exposition à la 2,3,7,8-TCDD et une diminution de la grosseur des testicules, mais aucun changement dans les niveaux de testostérone sérique ni dans le dénombrement des spermatozoïdes n'a été mis en évidence (U.S.A.F. 1991, cité par ATSDR, 1998). Des suivis de cette cohorte effectués en 1982, 1987 et 1992 n'ont pas démontré de changements dans la grosseur des testicules et dans le dénombrement des spermatozoïdes. Des changements dans les niveaux de testostérone et de LH ont cependant été notés chez des travailleurs exposés à la 2,3,7,8-TCDD (Egeland et coll. 1994, cité par ATSDR, 1998).

Concernant l'issue de grossesses, seule une cohorte menée chez des femmes vivant près d'une manufacture d'herbicides en Suède a démontré une augmentation du nombre d'avortements spontanés, mais la taille de l'échantillon était petite et la puissance statistique faible.

Une altération dans le ratio des sexes à la naissance a été observée dans la cohorte de Seveso en Italie (Nocarelli et coll. 1996, cité par ATSDR, 1998), une cohorte en Russie et une cohorte de travailleurs (Dimich-Ward et coll. 1996, cité par ATSDR, 1998). Ces cohortes démontraient une plus grande proportion de nouveaux-nés de sexe féminin.

En conclusion, il est difficile de se positionner sur la toxicité sur le système reproducteur associée à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD chez l'humain. Les résultats des différentes études épidémiologiques sont souvent contradictoires et l'absence de mesures des niveaux d'exposition limite beaucoup la possibilité d'établir une relation entre cette exposition et les effets sur la reproduction.

Les études animales ont démontré une baisse de la fertilité chez les femelles, une incapacité à poursuivre une gestation et une diminution de la grosseur des portées. Quelques études ont également démontré une suppression de l'ovulation et du cycle d'oestrogènes (U.S.EPA, 2000b). Chez les mâles, une diminution du poids et de la grosseur des organes génitaux, une anomalie dans la morphologie des organes génitaux, une diminution de la spermatogénèse et une diminution de la fertilité ont été observés lorsque les doses ingérées étaient suffisantes pour provoquer une perte de poids et une anorexie. Par contre, la suppression de la spermatogénèse n'est pas considérée comme un effet sensible à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD puisque des doses de 1 µg/kg-jour administrées sur plusieurs semaines étaient nécessaires afin de produire cet effet (U.S.EPA, 2000b).

EFFETS SUR LE DÉVELOPPEMENT

La grande majorité des études épidémiologiques n'ont pas conduit à l'observation d'augmentations de malformations congénitales suite à une exposition à la 2,3,7,8-TCDD, et ce autant pour les malformations sévères que légères (Bisanti 1980, Harify et coll. 1981; Stockbauer et coll. 1988, cités par ATSDR, 1998). Seules deux études portant sur des individus exposés lors de déversements accidentels lors d'épandages aériens d'herbicides ou professionnellement ont noté une relation entre l'incidence des fissures palatines et une exposition à la 2,3,7,8-TCDD (Stockbauer et coll, 1998; Nelson et coll., 1979 cités par ATSDR, 1998).

Les effets sur le développement observés dans les cohortes de Yusho au Japon et celle de Yu-Chen à Taiwan, où la population a été exposée accidentellement par ingestion de riz contaminé, étaient une réduction de la viabilité, des altérations structurelles, un retard de croissance et des altérations fonctionnelles. Un syndrome dysplasique ectodermal a été clairement associé à ces deux incidents. Ce syndrome est caractérisé par une hyperpigmentation, une déformation des ongles des pieds et des mains, des conjonctivites, une hyperplasie gingivale et des anomalies des dents (U.S.EPA, 2000b).

2.4.4 Mutagénicité

Les données humaines sur la mutagénicité de la 2,3,7,8-TCDD sont inconsistantes et contradictoires. La 2,3,7,8-TCDD n'a pas démontré d'effets mutagènes lors des tests d'Ames chez *Salmonella*, et les études animales n'ont pas démontré de dommages à l'ADN. Les études portant sur la promotion de tumeurs chez l'animal indiquent que la cancérogénicité de la 2,3,7,8-TCDD dépendrait de mécanismes non génotoxiques (WHO, 1999).

2.4.5 Cancérogénicité

Les études épidémiologiques ont mis en évidence une augmentation significative du risque pour tous les cancers combinés (ATSDR, 1998; WHO, 1998; U.S.EPA, 2000b). Toutefois, l'association est moins claire pour les types spécifiques de cancers. Plusieurs études ont révélé une association positive avec la présence de sarcomes des tissus mous, quoique plusieurs limites méthodologiques et biais de classifications soient attribuables à cette étude. Trois études ont démontré un excès de cancer du poumon. Toutefois, le contrôle pour le tabagisme et d'autres expositions professionnelles n'était pas toujours optimal (WHO, 1998; U.S.EPA, 2000b). Les résultats concernant la présence d'un risque accru pour les lymphomes non Hodgkiniens, les cancers de l'estomac et les myélomes multiples sont toutefois contradictoires.

Les études animales ont clairement démontré que la 2,3,7,8-TCDD provoquait des cancers multisites à des endroits distants du site de traitement et à des niveaux inférieurs à la dose maximale tolérable (ATSDR, 1998; WHO, 1998; U.S.EPA, 2000b). Des tumeurs du foie (bénignes et malignes) ont été observées chez des rats et des souris des deux sexes suite à l'ingestion de 2,3,7,8-TCDD. La 2,3,7,8-TCDD a aussi été décrite comme un promoteur des tumeurs du foie, du poumon et de la peau chez les rongeurs, les souris et les rats (ATSDR, 1998; WHO, 1998; U.S.EPA, 2000b).

2.4.6 Mécanismes d'action

Les dioxines/furannes sont solubles dans les graisses et ont tendance à s'accumuler dans les organismes vivants. Des facteurs de biotransfert et de bioaccumulation seront utilisés dans le chapitre V pour estimer la contamination des tissus animaux et du poisson, respectivement.

Les données sur les dioxines/furannes démontrent qu'une série d'étapes est nécessaires afin que les effets de ces substances puissent s'exprimer. La liaison des dioxines/furannes avec une protéine cellulaire appelée « récepteur Ah » constitue la première étape d'une série d'événements attribuables à l'exposition aux dioxines/furannes, dont des altérations de fonctions biochimiques et cellulaires importantes. L'activation du récepteur Ah entraîne des perturbations endocrines et

paracrines, ainsi que des altérations des fonctions cellulaires dont la croissance et la différenciation.

2.4.7 Populations plus sensibles

L'allaitement constitue une source d'exposition importante aux dioxines et furannes chez les jeunes enfants. Cependant, l'OMS concluait en 1990 que les avantages de l'allaitement pour le nouveau-né surpassaient les désavantages occasionnés par cette ingestion de dioxines et qu'aucun cas d'effets néfastes sur la santé n'avait été rapporté jusqu'à maintenant (WHO, 1998).

2.4.8 Valeurs de référence et estimateurs de risque cancérigène

2.4.8.1 Valeurs de référence (effets autres que le cancer)

Différents organismes ont proposé des valeurs de référence pour les dioxines et furannes (tableau III-32).

Santé et Bien-être Social Canada (1990) a proposé une dose journalière acceptable (DJA) de 10 pg EQT/kg-jour pour les dioxines/furannes (Health and Welfare Canada, 1990). Cette DJA est basée sur la dose sans effet adverse (NOAEL) de 1 ng EQT/kg-jour établie lors d'une étude sur les effets de la 2,3,7,8-TCDD sur le système reproducteur des rats (Murray et coll. 1979), à laquelle un facteur de sécurité de 100 a été appliqué.

L'ATSDR (ATSDR, 1998) propose un *Minimal Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique de 1 pg/kg-jour à la 2,3,7,8-TCDD. Ce MRL est basé sur des comportements sociaux altérés chez des singes exposés à la 2,3,7,8-TCDD durant la gestation et l'allaitement (Schantz et coll. 1992, cité par ATSDR, 1998).

L'Organisation mondiale de la santé (OMS) avait proposé, en 1990, une TDI de 10 pg/kg-jour pour la 2,3,7,8-TCDD basée principalement sur les résultats d'études épidémiologiques et animales concernant la toxicité hépatique, les effets sur la reproduction et l'immunotoxicité (WHO, 1999).

En 1998, l'OMS a proposé une TDI de 1 à 4 pg EQT/kg-jour (dioxines/furannes et certains congénères de BPC ayant un mécanisme d'action toxique semblable à celui des dioxines/furannes), en considérant des effets plus sensibles (effets hormonaux, effets sur la reproduction et le développement) qui surviennent à de plus faibles doses chez les animaux (WHO, 1998; WHO, 1999). De tels effets néfastes ont été observés chez les animaux (rats et singes) à des niveaux compris entre 10 à 50 ng/kg, ce qui représente un apport quotidien variant de 10 à 40 pg EQT/kg-jour chez l'humain. Aucun facteur de sécurité n'a été utilisé pour l'extrapolation inter-espèces. Cependant, un facteur de sécurité de 10 a été utilisé puisqu'une LOAEL a été retenue. L'organisme reconnaît que des effets subtiles peuvent déjà se produire

dans la population en général exposée aux niveaux bruit de fond de dioxines/furannes déjà présents. L'OMS recommande cependant que tous les efforts soient faits pour réduire l'exposition à la limite inférieure de l'étendue recommandée (soit 1 pg EQT/kg-jour).

Aucune dose de référence n'est proposée actuellement dans la banque IRIS par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1991).

Tableau III - 31 : Doses de référence et concentrations de référence pour les dioxines/furannes

Organismes	Effets critiques	Doses de référence (pg/kg-jour)
Santé et Bien-être social Canada, 1990	NOAEL de 1 ng EQT/kg-jour chez le rat (système reproducteur)	10 (PCDD/F, en EQT)
ATSDR, 1998	LOAEL de 0,12 ng EQT/kg-jour chez le singe (comportement social)	1 (2,3,7,8-TCDD)
OMS, 1990	Études épidémiologiques et animales (système hépatique)	10 (2,3,7,8-TCDD)
OMS, 1998	LOAEL chez le rat et le singe (effets hormonaux, sur le système reproducteur et le développement)	1 – 4 (PCDD/F, en EQT)

2.4.8.2 Estimateurs de risque cancérigène

La voie d'exposition aux dioxines/furannes des MRF la plus significative est la voie d'ingestion (section III-2.1.3.2). Les données actuellement disponibles suggèrent que la 2,3,7,8-TCDD ne serait pas génotoxique et qu'elle agirait principalement, sinon entièrement, comme une substance promotrice de cancers plutôt qu'une substance initiatrice.

En 1997, l'IARC (IARC, 1997) classé la 2,3,7,8-TCDD comme un cancérigène pour l'humain à partir d'évidences limitées chez l'humain et d'évidences suffisantes chez les animaux. L'U.S.EPA (U.S.EPA, 1997a) a classé la 2,3,7,8-TCDD comme un cancérigène probable pour l'humain.

Toutefois, ni Santé Canada, ni la banque de données IRIS, ni ATSDR, n'ont proposé d'estimateurs de risque pour les effets cancérigènes des dioxines/furannes.

En 1985, l'U.S.EPA avait estimé que la dose de 0,006 pg EQT/kg-jour était associée à un risque d'excès de cancers de un sur un million (U.S.EPA 1985, cité par Carrier, 1991). Cette estimation était basée sur l'excès de cancers de plusieurs types observé chez les rats exposés dans l'étude de Kociba et coll. 1978, (tableau III-32).

L'U.S.EPA a révisé ses estimations en 1994 (U.S.EPA, 1994b). En tenant compte des cancers observés dans plusieurs études animales et épidémiologiques, U.S.EPA (1994b) a proposé que la

dose associée à un risque d'excès de cancers de un sur un million (1×10^{-6}) soit de 0,01 pg EQT/kg-j (tableau III-32).

Tout récemment, U.S.EPA, 2000 a proposé que la dose associée à un risque d'excès de cancers de un sur un million soit plutôt de 0,001 pg EQT/kg-jour. L'U.S.EPA a utilisé les résultats d'une méta-analyse de trois cohortes majeures de travailleurs exposés aux dioxines/furannes comme point de départ pour estimer la pente de la relation dose-réponse (q^*).

En 1991, Carrier a utilisé un modèle toxicocinétique à base physiologique et a revu les résultats de cancers des études menées chez le rat. Il a estimé que la dose à laquelle le risque d'excès de cancers est de un sur un million soit de 0,175 pg EQT/kg-jour (Carrier, 1991). L'auteur considèrerait alors que l'estimé de risque de cancers de l'U.S.EPA de 1985 surestimait le risque réel associé aux dioxines/furannes.

Tableau III - 32. Doses de dioxines/furannes associées à un risque d'excès de cancers de un sur un million (1×10^{-6})

Organisme	Études de base	Dose associée à un risque d'excès de cancers de 1×10^{-6} (pg EQT/kg-jour)
U.S.EPA (1985) ¹	Cancers de plusieurs types chez le rat	0,006
U.S.EPA, 1994 ²	Cancers observés dans plusieurs études animales et épidémiologiques	0,01
U.S.EPA, 2000	Cancers de tous types dans 3 cohortes majeures de travailleurs	0,001
Carrier, 1991	Tumeurs bénignes du foie chez le rat (modèle toxicocinétique à base physiologique)	0,175

¹ Cité par Carrier, 1991

² U.S.EPA, 1994b

Pour notre évaluation de risque, nous avons utilisé les deux valeurs les plus récentes de l'U.S.EPA (1994, 2000) ainsi que celle de Carrier (1991), afin d'avoir une fourchette de niveaux de risques. La dernière valeur de l'U.S.EPA présente l'avantage d'avoir été dérivée à partir de données humaines, alors que celle de Carrier est basée sur des données animales. Toutefois, ces deux approches sont tellement différentes qu'il est difficile de les comparer, car chacune présente ses propres incertitudes.

CHAPITRE IV

IMPACTS DE LA FERTILISATION PAR LES MRF SUR LE NIVEAU DE CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES

TABLE DES MATIÈRES

1	DÉFINITION DES SCÉNARIOS DE FERTILISATION UTILISÉS.....	1
1.1	TYPES DE CULTURES	5
1.2	TYPES DE SCÉNARIOS	5
1.3	TAUX D'APPLICATION DES MATIÈRES FERTILISANTES	7
1.4	COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION DES DIFFÉRENTES MATIÈRES FERTILISANTES UTILISÉES AU QUÉBEC AVEC LES VALEURS DES CRITÈRES C1 ET C2 ET LES VALEURS MAXIMALES PERMISES PAR LA CERTIFICATION BNQ	11
1.4.1	Concentrations de contaminants dans les MRF.....	11
1.4.2	Concentrations de contaminants dans les engrais traditionnels	14
2	ESTIMATION ET COMPARAISON DES CHARGES DE CONTAMINANTS APPORTÉES SELON LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE FERTILISATION	16
3	ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS AGRICOLES APRÈS 100 ANS DE FERTILISATION	23
3.1	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS ADDITIONNELLES AU BRUIT DE FOND DANS LES SOLS AGRICOLES	23
3.2	CONCENTRATIONS TOTALES DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS AGRICOLES	26
3.2.1	Critères et recommandations en regard des sols agricoles	26
3.2.2	Comparaison des concentrations totales estimées dans les sols agricoles avec les recommandations du CCME (1997).....	27
4	CONCLUSION	31

LISTE DES TABLEAUX

Tableau IV-1. Taux d'application des matières fertilisantes retenus pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles	10
Tableau IV-2 . Concentrations moyennes et maximales de contaminants mesurées dans les MRF et retenues pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles	13
Tableau IV-3 . Concentrations de contaminants dans les engrais de ferme, la chaux agricole et les engrais minéraux utilisées dans l'estimation des charges apportées aux sols agricoles	15
Tableau IV-4 : Estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec et sans MRF	18
Tableau IV-5. Ratio des charges de contaminants apportées aux sols agricoles par une fertilisation avec MRF sur les charges apportées par une fertilisation traditionnelle	22
Tableau IV-6. Comparaison entre les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation et les concentrations mesurées dans les sols du Québec	25
Tableau IV-7. Recommandations du CCME (1997) en regard de la contamination des sols agricoles	27
Tableau IV-8. Comparaison des concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles	30

LISTE DES FIGURES

Figure IV-1. Représentation schématique des scénarios « de papetières ».....	2
Figure IV-2 Représentation schématique des scénarios « municipaux ».....	3
Figure IV-3. Représentation schématique des scénarios « traditionnel » et « minéraux »	4
Figure IV-4 : Charges d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre et de mercure (kg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.	19
Figure IV-5 : Charges de molybdène, de nickel, de plomb, de zinc (kg/ha-100ans) et de dioxines/furannes (mg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.	20

IMPACTS DE LA FERTILISATION PAR LES MRF SUR LE NIVEAU DE CONTAMINATION DES SOLS AGRICOLES

Ce chapitre vise à comparer les concentrations de contaminants attendues dans les sols agricoles fertilisés à long terme par des MRF et par des matières fertilisantes traditionnelles avec les recommandations du Conseil canadien des ministres de l'Environnement pour les sols agricoles (CCME, 1997). Pour ce faire, une période de 100 ans¹ de fertilisation a été retenue. Les scénarios de fertilisation utilisés sont basés sur les besoins des cultures, les exigences réglementaires et les caractéristiques spécifiques de chaque type de matières fertilisantes. Cette approche a permis d'estimer, après une période de 100 ans, (i) les charges de contaminants apportées dans les sols agricoles, (ii) les concentrations additionnelles de contaminants qui s'ajoutent au bruit de fond, en tenant compte de la dilution des contaminants dans le sol et des pertes de contaminants au cours du temps, et (iii) les concentrations totales de contaminants dans les sols (concentration bruit de fond + concentration additionnelle).

1 DÉFINITION DES SCÉNARIOS DE FERTILISATION UTILISÉS

Différents types de scénarios ont été retenus dans ce chapitre. Ces scénarios tiennent compte (i) de quatre types de cultures, (ii) de quatre principaux types de scénarios (les scénarios « de papetières », les scénarios « municipaux », les scénarios « traditionnels » (avec engrais de ferme), et les scénarios « minéraux »), (iii) des taux d'application des différentes matières fertilisantes et (iv) des teneurs de contaminants dans les différentes matières fertilisantes utilisées au Québec. Les figures IV-1 à IV-3 illustrent ces scénarios.

Il est important de noter que bien que les scénarios décrits dans ce chapitre aient été élaborés sur les mêmes bases que ceux du chapitre V-2, il existe des différences majeures entre ces deux sections puisque les objectifs poursuivis sont différents : ce chapitre vise à estimer les concentrations de tous les contaminants des *Critères provisoires* (MENV, 1997) dans les sols agricoles *après 100 ans* de fertilisation alors que le chapitre V-2 présente une évaluation des risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes, dans le contexte québécois pour un individu exposé à une concentration *moyenne* (sur sa durée de vie) de cadmium et de dioxines/furannes apportés par les MRF.

¹ La période de 100 ans nous apparaît être une durée adéquate dans un contexte où la valorisation s'inscrit dans le développement durable de l'agriculture. Elle a également été retenue pour notre évaluation de risques toxicologiques (section V-2) et pour plusieurs évaluations de risques américaines (section V-1).

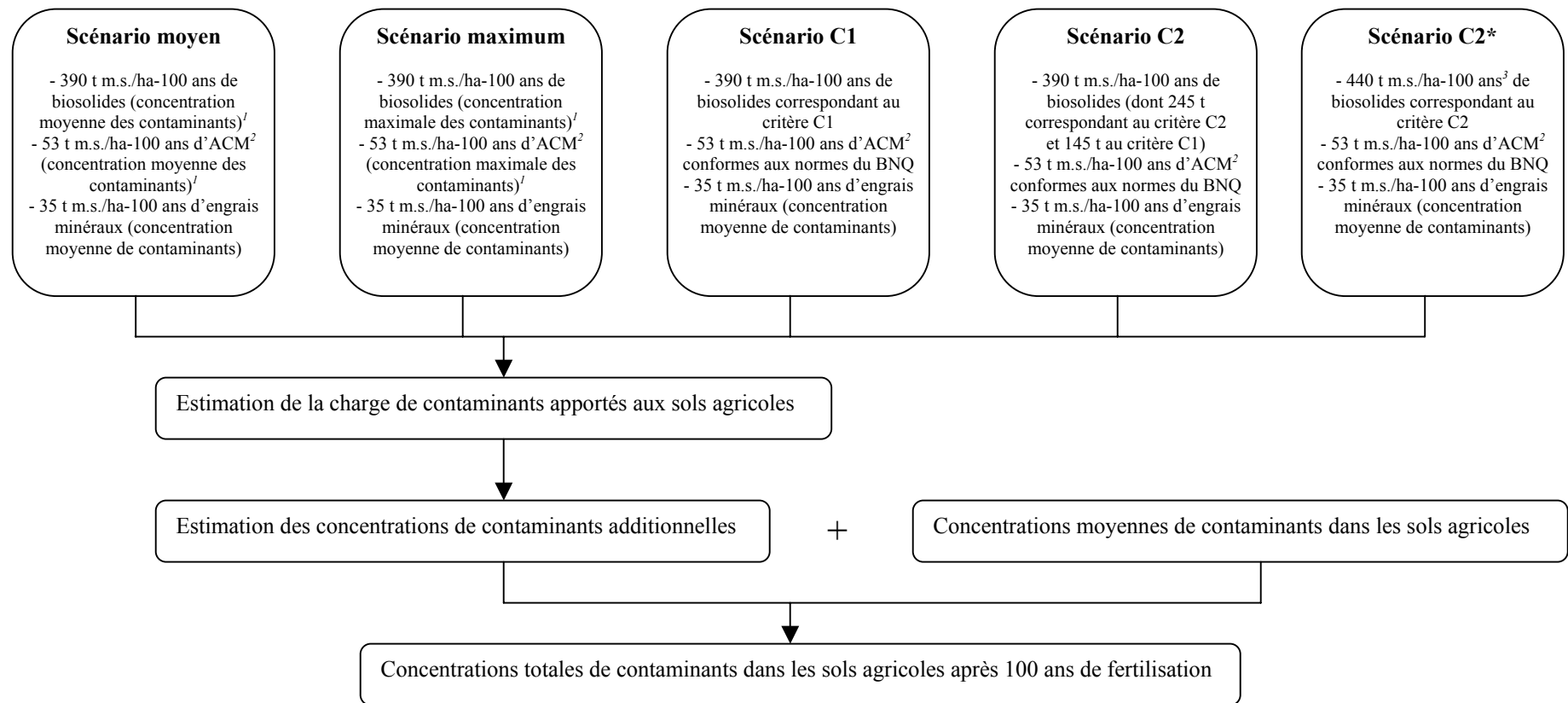


Figure IV-1. Représentation schématique des scénarios « de papetiers »

¹ Selon le bilan du MENV sur les MRF épandues au Québec en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000)

² ACM : amendements calciques ou magnésiens

³ Taux d'application maximal selon les *Critères provisoires* du MENV

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants des scénarios a alors été estimée en considérant la moyenne des charges des quatre cultures.

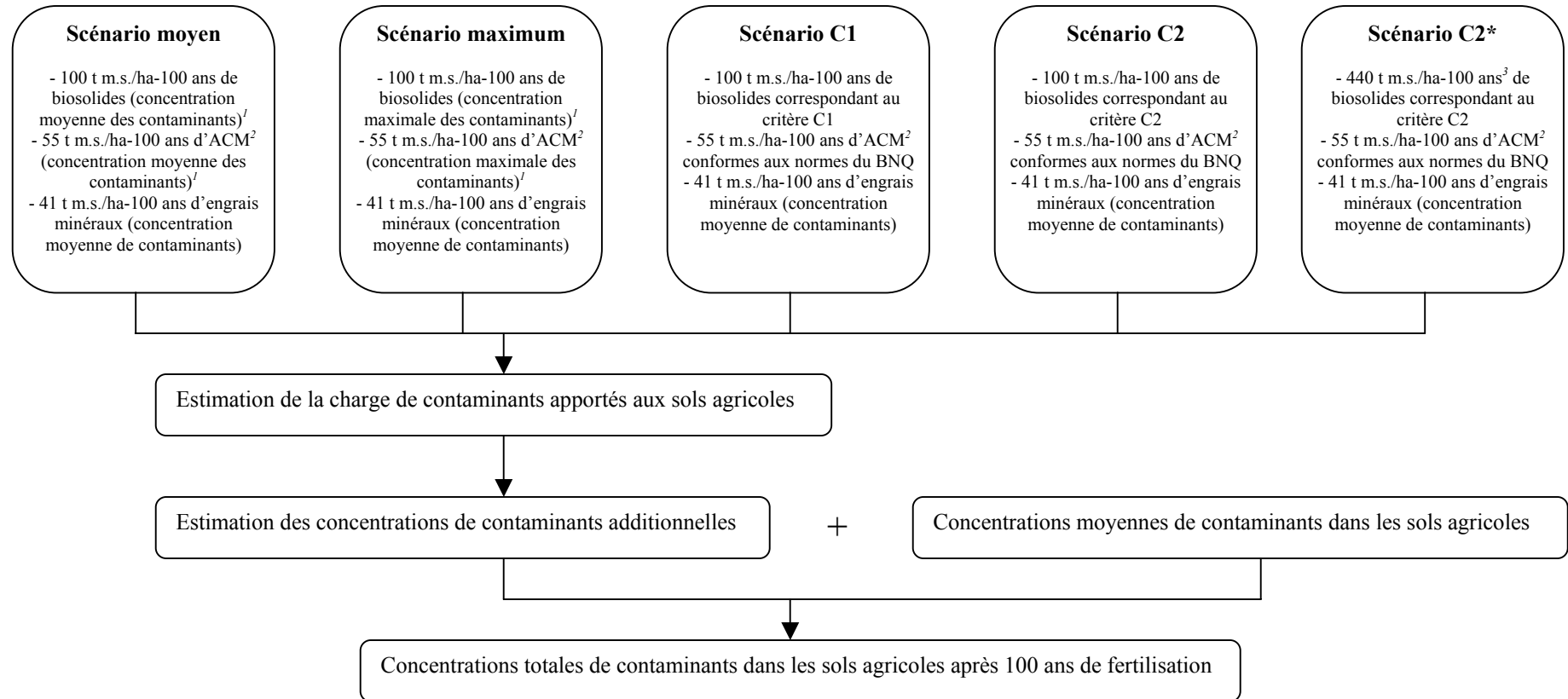


Figure IV-2 Représentation schématique des scénarios « municipaux »

¹ Selon le bilan du MENV sur les MRF épandues au Québec en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000)

² ACM : amendements calciques ou magnésiens

³ Taux d'application maximal selon les *Critères provisoires* du MENV

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants des scénarios a alors été estimée en considérant la moyenne des charges des quatre cultures.

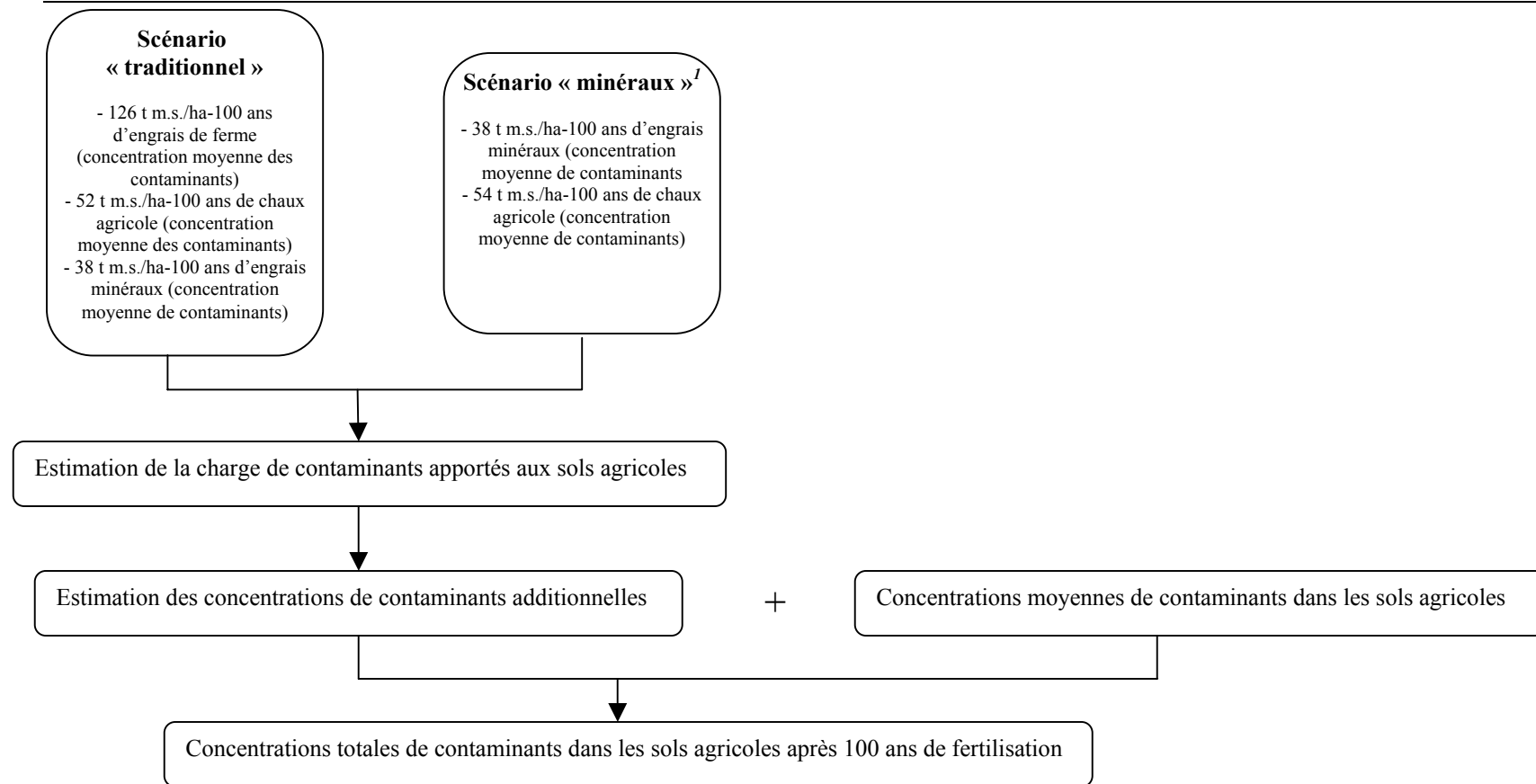


Figure IV-3. Représentation schématique des scénarios « traditionnel » et « minéraux »

¹ Ce scénario n'a pas été utilisé pour estimer les concentrations totales de contaminants dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation. C'est le scénario que l'utilisation des MRF vise à remplacer.

Note : Les scénarios indiqués dans cette figure ont été simplifiés. En réalité, les charges de contaminants ont été estimées pour chacun des quatre types de cultures en tenant compte des taux d'application spécifiques à chaque culture et des concentrations de contaminants spécifiques à chaque matière fertilisante utilisée. La charge de contaminants des scénarios a alors été estimée en considérant la moyenne des charges des quatre cultures.

1.1 Types de cultures

Les scénarios de fertilisation, avec ou sans MRF, ont été établis pour une période de 100 ans par Marc Hébert, agronome au MENV, suivant les principes agronomiques recommandés au Québec et en tenant compte des exigences réglementaires. Ces scénarios concernent quatre types de cultures : le maïs-grain (2 ans) en rotation avec le soya (1 an), le fourrage (orge, 2 ans) en rotation avec la culture en prairie (4 ans), la pomme de terre (2 ans) en rotation avec l'orge (1 an), et la carotte, le chou et l'oignon en rotation annuelle.

Les trois premiers types de cultures sont déjà candidats à la fertilisation par des MRF actuellement, sur des fermes spécialisées. Le quatrième scénario peut également recevoir des MRF, mais il est peu probable que la rotation de ces légumes soit généralisée en agriculture. Le scénario carotte-chou-oignon a été choisi afin de représenter la culture maraîchère québécoise, la carotte, le chou et l'oignon se classant parmi les légumes les plus cultivés au Québec (section II-1.1), et représentant à la fois les légumes à feuilles et les légumes racines.

1.2 Types de scénarios

Pour chaque type de culture, quatre scénarios de fertilisation ont été établis :

1. les scénarios « de papetières »², qui impliquent l'utilisation de biosolides de papetières³, d'amendements calciques ou magnésiens (ACM) et d'engrais minéraux,
2. les scénarios « municipaux »², qui impliquent l'utilisation de biosolides municipaux⁴, d'ACM et d'engrais minéraux,
3. les scénarios « traditionnels », qui impliquent l'utilisation d'engrais de ferme (lisier de porc ou fumier de bovin), de chaux agricole et d'engrais minéraux, et
4. les scénarios « minéraux » qui impliquent l'utilisation de chaux agricole et d'engrais minéraux. Ce scénario n'a pu être établi que pour les cultures maïs-soya et orge-prairie⁵.

Pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », des sous-scénarios ont été élaborés afin d'estimer les charges de contaminants apportées par des MRF actuellement épandues au Québec ou répondant aux concentrations maximales permises par les critères :

² Afin de faciliter la compréhension, nous avons utilisé le terme de « scénario de papetières » (ou « scénario municipal ») en fonction de la provenance des biosolides. Bien que les MRF utilisées dans le scénario « de papetières » (ou le scénario « municipal ») comprennent à la fois des biosolides et des ACM, la plus grande quantité de MRF correspond à des biosolides provenant des papetières ou des municipalités, respectivement.

³ Seuls les biosolides mixtes de papetières (mélanges de boues primaires et de boues secondaires) ont été considérés dans les différents scénarios, sauf dans celui de la pomme de terre où une quantité additionnelle de biosolides primaires a été ajoutée aux biosolides mixtes.

⁴ Les biosolides municipaux correspondent ici aux boues d'épurations et vidanges de fosses septiques. Les biosolides municipaux granulés des communautés urbaines de l'Outaouais, de Québec et de Montréal ne sont pas valorisés en agriculture actuellement.

⁵ Pour les cultures carotte-chou-oignon et pommes de terre-orge, il n'est pas agronomiquement envisageable de travailler à long terme sans utilisation d'amendement organique. Le scénario *traditionnel avec engrais minéraux seulement* n'a donc pas été considéré.

- Sous-scénario « moyen » : concentrations moyennes des contaminants dans les MRF (biosolides et ACM) épandues au Québec en 1999 selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000) et taux d'application agro-environnementaux⁶ moyens⁷,
- Sous-scénario « maximum »⁸ : concentrations maximales de contaminants dans les MRF (biosolides et ACM) épandues au Québec en 1999 selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000) et taux d'application agro-environnementaux moyens,
- Sous-scénario « C1 » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C1 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), et taux d'application agro-environnementaux moyens,
- Sous-scénario « C2 » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C2 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), et taux d'application agro-environnementaux moyen tenant compte de la proportion de biosolides pouvant être C2 ou C1⁹,
- Sous-scénario « C2* » : concentrations des contaminants dans les biosolides correspondant à la valeur du critère C2 (MENV, 1997), concentrations de contaminants dans les ACM correspondant à la valeur maximale permise par la certification BNQ (Bureau de normalisation du Québec, 2000a), taux d'application maximal pour les biosolides permis par les *Critères provisoires* du MENV (22 t m.s./ha-5 ans) (MENV, 1997) et taux d'application agro-environnemental pour les ACM.

Les scénarios *moyens* et *maximums* représentent la **situation actuelle** de valorisation agricole des MRF au Québec. Le *scénario C2** représente l'apport maximal de contaminants permis par les *Critères provisoires* du MENV lors de l'utilisation de biosolides de catégorie C2¹⁰ (les

⁶ Le taux d'application agro-environnemental correspond à la quantité de matière fertilisante nécessaire pour une fertilisation optimale du sol tout en tenant compte des contraintes environnementales. Ce taux est déterminé en tenant compte des besoins de la culture en éléments nutritifs (phosphore, azote) et de la teneur en ces éléments dans le sol avant la fertilisation ainsi que les limites permises par les règlements afférents. Le taux d'application agro-environnemental correspond également aux quantités d'ACM nécessaires pour maintenir le pH du sol à un niveau optimal de rendement des cultures. Dans tous les scénarios présentés, les taux d'application agro-environnementaux visent à favoriser au maximum l'utilisation de biosolides et d'ACM (ou d'engrais de ferme pour le scénario traditionnel).

⁷ Estimé comme la moyenne arithmétique des taux d'application des quatre types de cultures décrites précédemment.

⁸ Le scénario *maximum* représente un scénario qui peut exister dans certaines régions agricoles du Québec. En effet, les concentrations *maximales* correspondent à la concentration moyenne la plus élevée observée parmi les biosolides valorisés en 1999 (Charbonneau et Hébert, 2000). Plusieurs biosolides provenant d'un établissement (industrie papetière ou station d'épuration des eaux usées municipales) ont un niveau de contamination relativement constant (à moins que les procédés utilisés subissent des changements significatifs) et sont habituellement valorisés sur des terres agricoles situées à proximité de l'établissement qui les génère. Il est possible que les biosolides présentant les concentrations *maximales* seront épandus, année après année, sur les mêmes sols agricoles. Dans ces conditions, le scénario *maximum* doit être considéré car il représente la situation des sols actuellement les plus à risques de contamination excessive.

⁹ Pour estimer ce taux d'application, nous avons considéré que les biosolides mixtes ou secondaires pouvaient être C2 (soit en moyenne sur les quatre cultures, 245 t/ha-100 ans) et que les biosolides primaires étaient de catégorie C1 (soit 145 t/ha-100 ans). Ce taux d'application global ne doit pas être considéré comme un taux d'application pour chaque culture, mais il représente la quantité totale de biosolides qui pourrait être appliquée sur une zone ayant reçu pendant 100 ans des biosolides utilisés pour fertiliser ces quatre types de cultures.

¹⁰ Toutefois, des biosolides de catégorie C1 peuvent encore être ajoutés à ce scénario dans la mesure où les contraintes liées à l'apport de phosphore sont respectées.

concentrations de contaminants dans les biosolides correspondent à la valeur des critères C2 et le taux d'application correspond au taux maximal permis, soit 22 t m.s./ha-5 ans (ou 4,4 t m.s./ha-an)¹¹). Cependant, un taux d'application maximal moyen de 4,4 t/ha-an sur une période de 100 ans pourrait conduire à un dépassement de la charge permise en phosphore par le RRPOA. C'est pourquoi nous présentons également les *scénarios C1* et *C2* qui représentent les apports de contaminants par les MRF permis par les *Critères provisoires* du MENV, dans la mesure du respect des taux d'application agronomiques.

Le *scénario « traditionnel »* représente l'apport moyen actuel de contaminants dans les sols de la majorité des fermes au Québec. Il sera utilisé comme point de comparaison avec la fertilisation par les MRF. Le *scénario « minéraux »* est celui que l'utilisation des MRF vise à remplacer. En effet, dans les régions où la disponibilité des engrais de ferme n'est pas suffisante, l'utilisation des seuls engrais minéraux peut conduire à une diminution dramatique de la productivité. Dans de tels cas, les MRF pourraient fournir la matière organique aux sols nécessaire à un rendement acceptable et à la protection des sols de l'érosion. Cependant, ce scénario ne sera pas utilisé pour comparaison avec les scénarios avec MRF car on ne peut pas comparer deux scénarios qui n'ont pas des intrants comparables d'un point de vue qualitatif (avec matière organique vs sans matière organique).

1.3 Taux d'application des matières fertilisantes

Les prémisses générales sur lesquelles sont basés les taux d'application (sauf pour le scénario C2*) de matières fertilisantes des quatre cultures retenues sont les suivantes (Marc Hébert, MENV, communication personnelle):

- Le taux d'application des MRF est fonction du critère d'épandage le plus limitatif parmi les suivants :
 - Les besoins en azote pour la culture sont déterminés à partir des grilles de fertilisation du Conseil des Productions Végétales du Québec, 1996 (CPVQ) et la quantité de MRF nécessaire est estimée en considérant que 25% de l'azote doit provenir d'engrais minéral;
 - Le phosphore sera limité à moyen terme par le *Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole* (RRPOA) qui s'appliquera à une majorité de fermes;
 - Le pouvoir neutralisant des poussières de cimenteries, des cendres, des résidus magnésiens et de la chaux agricole;
 - La capacité des équipements d'épandage, et
 - Le taux d'application maximal de 22 t m.s./ha-5 ans pour les biosolides de catégorie C2.
- L'épandage des biosolides augmente le phosphore disponible du sol, ce qui réduit les apports ultérieurs.
- L'épandage de biosolides acidifie plus légèrement le sol que celui d'engrais minéraux.

¹¹ Pour la majorité des cultures, les besoins agronomiques des végétaux sont inférieurs à 22 t m.s./ha-5 ans, mais certaines cultures nécessitent une fertilisation encore plus importante (cas de la pomme de terre). Dans ce cas, des biosolides de catégorie C1 (ou d'autres sources de matière organique, comme des copeaux par exemple) doivent nécessairement être utilisées afin que le taux d'application maximal des résidus C2 ne soit pas dépassé.

Arbitrairement, on a considéré que le besoin en chaulage est de 75% comparativement à une régie avec engrais minéraux seulement.

- Les épandages se font en majorité à l'automne.
- Dans tous les scénarios qui ont recours aux engrais minéraux, les grilles du CPVQ s'appliquent pour le phosphore, selon l'approche du phosphore disponible des sols.
- La mise en place de la nouvelle réglementation sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) va obliger à diminuer les doses de phosphore actuellement utilisées, et risque de réduire l'utilisation des cendres de papétières et de favoriser des amendements moins riches en phosphore (poussières de cimenterie). On suppose une augmentation de 1 kg de phosphore disponible par hectare de sol pour chaque 3,5 kg de phosphore apporté en excédent du phosphore exporté par la récolte.

Le tableau IV-1 présente les taux d'application des différentes matières fertilisantes pour chaque scénario.

CULTURE MAÏS-SOYA

Les quantités de biosolides de papétières et de biosolides municipaux apportées sur 100 ans sont supérieures de 8,2 et 2,7 fois, respectivement, à la quantité de lisier de porc utilisée, car la concentration en phosphore dans ces MRF est moins limitante que dans le lisier (tableau IV-1). Pour les trois scénarios incluant un apport de matière organique (scénario « de papétières », scénario « municipal » et scénario « traditionnel » avec engrais de ferme), les quantités d'engrais minéraux ajoutées sont assez semblables (entre 29,4 et 34,8 t m.s./ha pour 100 ans¹²). L'utilisation de biosolides municipaux nécessite un apport d'amendements calciques accru de 25% par rapport aux trois autres scénarios. La quantité totale d'engrais minéraux est réduite de 32 et 20% par l'utilisation des biosolides de papétières et des biosolides municipaux, respectivement, comparé au scénario « minéraux ».

CULTURE ORGE-PRAIRIE

Les quantités de biosolides de papétières et de biosolides municipaux apportées sur 100 ans sont 6,8 et 2,3 fois supérieures, respectivement, à celles de lisier de porc (tableau IV-1). Pour tous les scénarios, on utilise 68 t de cendres ou de chaux agricole. L'utilisation des biosolides de papétières et des biosolides municipaux réduit la quantité d'engrais minéraux utilisés de 44 et 31%, respectivement, comparé au scénario « minéraux ».

CULTURE CAROTTE-CHOU-OIGNON

La quantité de biosolides de papétières et de biosolides municipaux apportée sur 100 ans est inférieure à la quantité de fumier par 0,9 et 0,27 fois, respectivement (tableau IV-1). Pour tous les scénarios, on utilise 68 t de poussières de cimenterie ou de chaux agricole. L'utilisation des

¹² Le type d'engrais minéral utilisé peut varier, mais leur contribution dans l'apport de contaminants (métaux et dioxines/furannes) comparée à la contribution des MRF est très faible. Les estimations ont été faites à partir des données spécifiques de chaque engrais minéral (concentration et taux d'application) mais, afin de faciliter la lecture, nous avons présenté les données relatives aux engrais minéraux d'une façon globale.

biosolides de papetières réduit la quantité d'engrais minéraux utilisés de 17% alors que l'utilisation des biosolides municipaux augmente le besoin en engrais minéraux de 10%, comparativement au scénario « traditionnel » avec fumier de bovin.

CULTURE POMME DE TERRE-ORGE

La quantité de biosolides de papetières apportée sur 100 ans est 4,4 fois supérieure à la quantité de fumier de bovin, alors que la quantité de biosolides municipaux est inférieure (0,9 fois) à la quantité de fumier (tableau IV-1). La quantité de biosolides de papetières (mixtes + primaires) dépasse la quantité permise pour les résidus C2 (22 t/ha-5ans, soit 440 t sur 100 ans) et devra donc comprendre obligatoirement des résidus C1. Pour tous les scénarios, on utilise 34 t de résidus magnésiens ou de chaux agricole. L'utilisation des biosolides de papetières et des biosolides municipaux augmente la quantité d'engrais minéraux utilisés de 9 et 7 % comparé au scénario « traditionnel » avec fumier de bovin.

Tableau IV-1. Taux d'application des matières fertilisantes retenus pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles

Type de matières fertilisantes	Taux d'application ¹ (t m.s./ha-100 ans)													
	CULTURE MAÏS-SOJA				CULTURE ORGE-PRAIRIE				CULTURE CAROTTE-CHOU-OIGNON			CULTURE POMME DE TERRE-ORGE		
	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«min.»	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«min.»	«pap.»	«mun.»	«trad.»	«pap.»	«mun.»	«tra.»
Biosolides mixtes de papetières	304,2	-	-	-	243,1	-	-	-	219	-	-	214	-	-
Biosolides primaires de papetières	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	581	-	-
Biosolides municipaux	-	100,5	-	-	-	84,3	-	-	-	68,4	-	-	150	-
Lisier de porc	-	-	36,7	-	-	-	36	-	-	-	-	-	-	-
Fumier de bovin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	252	-	-	182
Cendres	-	-	-	-	68	68	-	-	68	68	-	-	-	-
Poussières de cimenterie	40	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Résidus magnésiens	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	34	-
Chaux agricole	-	-	40	40	-	-	68	68	-	-	68	-	-	34
Engrais minéraux ²	29,4	34,8	31,8	43,6	18,4	23,1	19,8	32,9	38,2	50,7	46,1	56,3	56	52,3

¹ Les taux d'application ont été calculés par Marc Hébert, agronome, MENV

² Différents engrais minéraux ont été considérés : urée, nitrate d'ammoniac calcique, phosphate bi-ammoniacal, muriate de potassium

« pap. » : Scénario « de papetières »

« mun. » : Scénario « municipal »

« trad. » : Scénario « traditionnel »

« min. » : scénario « minéraux »

1.4 Comparaison des niveaux de contamination des différentes matières fertilisantes utilisées au Québec avec les valeurs des critères C1 et C2 et les valeurs maximales permises par la certification BNQ

1.4.1 Concentrations de contaminants dans les MRF

Le tableau IV-2 présente les concentrations des onze (11) contaminants retenus pour l'estimation des charges apportées aux sols agricoles par les MRF. Les concentrations moyennes et maximales des biosolides de papetières et municipaux ainsi que celles de trois ACM sont tirées du bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000), et seront comparées aux valeurs des critères C1 et C2 des *Critères provisoires* ainsi qu'aux valeurs maximales permises par la certification BNQ pour des ACM dont le pouvoir neutralisant est de 50% et 100%.

On y constate que les concentrations *moyennes*¹³ de métaux et de dioxines/furannes mesurées dans les biosolides municipaux sont supérieures à celles mesurées dans les biosolides de papetières mixtes et primaires. Il en est de même pour les concentrations *maximales*¹⁴, sauf pour le chrome.

Pour les biosolides de papetières, toutes les concentrations *moyennes* de contaminants ainsi que les concentrations *maximales* d'arsenic, de chrome, de mercure, de nickel, de plomb, de zinc et de dioxines/furannes correspondent à la catégorie C1¹⁵. Les concentrations *maximales* de cadmium (biosolides mixtes), de cuivre (biosolides mixtes et biosolides primaires), de molybdène (biosolides mixtes) et de sélénium (biosolides mixtes) correspondent à la catégorie C2¹⁶.

Pour les biosolides municipaux, les concentrations *moyennes* d'arsenic, de chrome, de molybdène, de nickel, de plomb, de sélénium, de zinc et de dioxines/furannes et les concentrations *maximales* de chrome, de nickel et de dioxines/furannes correspondent à la catégorie C1. Les concentrations *moyennes* de cadmium, de cuivre et de mercure et les concentrations *maximales* d'arsenic, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc correspondent à la catégorie C2. Les concentrations maximales de cadmium et de cuivre dans ces biosolides sont supérieures aux critères C2. Ces dépassements des critères C2 seraient attribuables à une certaine tolérance des directions régionales du MENV en fonction des situations qui se présentent (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle).

¹³ Dans ce contexte, la concentration « moyenne » correspond à la moyenne, à l'échelle provinciale, des concentrations moyennes mesurées dans les différents MRF valorisés en 1999 (selon Charbonneau et Hébert, 2000).

¹⁴ La concentration « maximale » correspond à la concentration moyenne mesurée dans les MRF valorisés au Québec en 1999 qui est la plus élevée parmi toutes les concentrations moyennes mesurées dans la province pendant la même période (pour le même type de MRF) (selon Charbonneau et Hébert, 2000).

¹⁵ La concentration d'un contaminant correspond à la catégorie C1 lorsqu'elle est inférieure ou égale au critère C1.

¹⁶ La concentration d'un contaminant correspond à la catégorie C2 lorsqu'elle est supérieure au critère C1 et inférieure ou égale au critère C2.

Pour les amendements calciques ou magnésiens, les concentrations moyennes de contaminants varient d'un ACM à l'autre. Ainsi, les concentrations *moyennes* de plomb et de sélénium sont plus importantes dans les poussières de cimenterie. Les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre, de mercure et de zinc sont plus élevées dans les cendres. Les concentrations d'arsenic sont plus élevées dans les résidus magnésiens. Enfin, les concentrations de molybdène et de nickel sont plus importantes dans les cendres et les résidus magnésiens. Toutes les concentrations moyennes de contaminants dans les ACM sont inférieures aux normes du BNQ correspondant au pouvoir neutralisant de 50%. Les valeurs maximales de contaminants pour les poussières de cimenterie et les résidus magnésiens correspondent aux valeurs moyennes car ces deux types d'ACM ne sont produits que par une entreprise. En considérant le pouvoir neutralisant (PN) maximal des cendres (115%)¹⁷, on constate que les concentrations de tous les contaminants respectent les niveaux permis par la norme du BNQ pour un pouvoir neutralisant de 100%, sauf le zinc (3 100 mg/kg m.s.) dont la concentration est supérieure à la norme maximale de 2 800 mg/kg m.s.

¹⁷ La valeur du pouvoir neutralisant est fixée par rapport au pouvoir neutralisant du CaCO_3 . Il est possible que des amendements calciques ou magnésiens aient un pouvoir neutralisant plus important que celui du CaCO_3 .

Tableau IV-2 . Concentrations moyennes et maximales de contaminants mesurées dans les MRF et retenues pour l'estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles

Contaminant	CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES MRF ¹															
	CONCENTRATIONS MOYENNES ^{2,3}						CONCENTRATIONS MAXIMALES ^{2,4}						CRITÈRES PROVISOIRES (1997)		NORMES DU BNQ POUR LES ACM	
	Biosolides			Amendements calciques et magnésiens			Biosolides			Amendements calciques et magnésiens						
	BP Mixtes	BP Primaires	BM	Pous. ciment. PN=65%	Cendres PN=59%	Résidus magnés. PN=51%	BP Mixtes	BP Primaires	BM	Pous. Ciment.	Cendres PN=115%	Résidus magnés.	C1	C2	PN=50%	PN=100 %
Arsenic	0,8	0,9	6,5	1,4	1,9	13,0	2,9	3,7	22,1	n.d.	4,3	n.d.	13,0	75,0	75	75
Cadmium	1,31	0,95	3,44	2,70	6,05	1,0	3,50	1,85	12,83	n.d.	17,3	n.d.	3	10 ⁵	20	30
Chrome	15,5	9,0	25,4	26,2	40,1	26,5	82,0	13,7	41,2	n.d.	149,3	n.d.	210	1060	1060	2120
Cuivre	34	66	438	8	74	24	195	268	1938	n.d.	235	n.d.	100	757	757	1500
Mercure	0,11	0,20	0,85	0,02	0,09	0,03	0,5	0,60	1,91	n.d.	0,27	n.d.	0,8	5	5	10
Molybdène	2,5	3,0	4,1	2,0	4,6	4,5	7,0	4,6	7,2	n.d.	9,0	n.d.	5,0	20	20	40
Nickel	10,2	6,9	25,5	5,5	47,4	37,5	51,0	17,7	53,0	n.d.	342,0	n.d.	62	180	180	360
Plomb	8,0	8,8	74,2	217,0	21,7	9,0	12,0	12,7	443,5	n.d.	78,0	n.d.	150	500	500	500
Sélénium	0,64	0,63	1,73	2,06	0,90	0,5	2,50	1,00	4,00	n.d.	2,10	n.d.	2,0	14	14	28
Zinc	93	138,7	357,3	690,0	923,5	8,0	321,0	289	935,0	n.d.	3100	n.d.	500	1850	1850	2800
Dioxines /furannes	1,57	1,48	8,59	n.m. ⁶	0,73	n.m. ⁶	3,00	2,00	13,89	n.d	2,10	n.d	17	27 ⁷ 50 ⁸	27	27

Source : Charbonneau et Hébert, 2000

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes

² Selon le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000)

³ Valeur moyenne des concentrations moyennes

⁴ Valeur maximale des concentrations moyennes

⁵ Concentration maximale permise pour l'agriculture

⁶ Les dioxines/furannes n'ont pas été mesurées dans les poussières de cimenterie et les résidus magnésiens pour le bilan du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000). On sait cependant que la concentration de dioxines/furannes mesurée dans les poussières de cimenterie varie entre 1 et 3 ng EQT/kg m.s. (Marc Hébert, MENV, communication personnelle) et que la concentration de dioxines/furannes mesurée dans les résidus magnésiens varie entre 2 et 3 ng EQT/kg m.s. (J. Laperrière, Norsk-Hydro, communication personnelle). Nous avons donc utilisé la valeur de 0,73 ng EQT/kg m.s. des cendres comme concentration moyenne de dioxines/furannes dans les poussières de cimenterie et dans les résidus magnésiens.

⁷ Concentration maximale permise pour les pâturages et la culture vivrière au cours des 5 années suivant l'application des MRF

⁸ Concentration maximale permise pour la culture de fourrage

n.m. : non mesuré

n.d. : non disponible (seule une moyenne des concentrations a été calculée) (Charbonneau et Hébert, 2000)

BP, BM et PN réfèrent à biosolides de papetières, biosolides municipaux et pouvoir neutralisant, respectivement

En gras : concentration de contaminants dans les biosolides > critère C1

En gras et souligné : concentration de contaminants dans les biosolides > critère C2 ou concentration de contaminants dans les amendements calciques ou magnésiens > norme du BNQ

1.4.2 Concentrations de contaminants dans les engrais traditionnels

Les concentrations de contaminants dans les engrais de ferme et les engrais minéraux sont présentées dans le tableau IV-3. Les concentrations moyennes de contaminants mesurées dans les engrais de ferme sont généralement inférieures au critère C1 (de 2 à 80 fois). Cependant, dans le lisier de porc, la concentration de molybdène est semblable à la valeur du critère C1, alors que les concentrations de cuivre et de zinc correspondent à la catégorie C2. Le cuivre et le zinc dans le lisier de porc proviennent des additions de sulfate de cuivre (augmentation du facteur de croissance) et de composés de zinc (fongicides) dans l'alimentation des animaux (Tran et coll., 1996). Les concentrations moyennes de métaux dans le fumier de bovin sont généralement plus faibles que celles mesurées dans le lisier de porc, sauf pour le cadmium, le chrome, le mercure et les dioxines/furannes. Devant le manque de données dans la littérature, les concentrations de dioxines/furannes dans les engrais de ferme ont été estimées à partir des concentrations de dioxines/furannes dans la nourriture des animaux et dans les sols des pâturages¹⁸.

Les concentrations de tous les métaux dans la chaux agricole, dont le pouvoir neutralisant minimal est de 85% (Richard Beaulieu, MENV, communication personnelle), sont inférieures aux normes du BNQ correspondantes (de 3 à 850 fois). Compte tenu du manque de données québécoises, nous avons assumé que la concentration moyenne de dioxines/furannes dans la chaux agricole était du même ordre de grandeur que celle des cendres (0,73 ng EQT/kg m.s.)¹⁹.

Parmi les engrais minéraux, le phosphate bi-ammoniacal (DAP) est celui qui présente les teneurs les plus élevées de contaminants tels l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le molybdène, le nickel, le plomb et les dioxines/furannes.

¹⁸ La concentration de dioxines/furannes dans le fumier a été considérée égale à la moitié de la concentration dans leur alimentation (Fries, 2000), ce qui correspond à une concentration de 112 pg EQT/kg m.s. dans le lisier de porc et de 127 pg EQT/kg m.s. dans le fumier de bovin (voir la méthodologie et les valeurs indiquées en section V-2).

¹⁹ Les seuls produits chaulants pour lesquels des mesures de dioxines/furannes ont été réalisées sont les cendres. A priori, il n'y a aucune raison pour que la roche calcaire naturelle, dont on fait la chaux agricole, contienne des concentrations de dioxines/furannes plus élevées que celles des cendres.

Tableau IV-3 . Concentrations de contaminants dans les engrais de ferme, la chaux agricole et les engrais minéraux utilisés dans l'estimation des charges apportées aux sols agricoles

Contaminants	CONCENTRATIONS MOYENNES DANS LES ENGRAIS TRADITIONNELS ¹									
	Engrais de ferme		Chaux agricole ³ PN=85%	Engrais minéraux ^{4,5}				Critères provisoires (1997)		Norme BNQ (ACM)
	Lisier de porc ²	Fumier de bovin ²		DAP	NAC	Urée	MP	C1	C2	PN=85%
Arsenic	1,3	0,6	1,2	10,5	0,43	0,125	0,125	13,0	75,0	75
Cadmium	0,5 ⁵	0,5 ⁵	0,3	3	0,1	0,1	0,1	3	10 ⁶	30
Chrome	10 ⁵	10 ⁵	24,2	72	0,75	1,01	0,75	210	1060	1800
Cuivre	201*	40	15,7	3,2	1,25	1,25	1,25	100	757	1285
Mercure	0,01	0,02	0,01	0,0175	0,0175	0,0175	0,0175	0,8	5	8,5
Molybdène	4,84	2 ³	11,1	6	0,25	0,25	0,25	5,0	20	34
Nickel	7,53	3,25	10,1	12,4	0,6	0,3	0,3	62	180	305
Plomb	13	8	3,4	2,9	0,5	0,5	0,5	150	500	500
Sélénium	1,1	0,5	-	0,25	0,25	0,25	0,25	2,0	14	23
Zinc	1012*	195	16,2	27,9	3,1	1,5	1,5	500	1850	2800
PCDD/F	0,112 ⁷	0,127 ⁷	0,73 ⁸	0,261	0,261	0,261	0,261	17	27 ⁹ 50 ¹⁰	27

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes

² Source : CRIQ, 1994

³ Une moyenne des concentrations de contaminants dans la chaux a été calculée à partir des résultats des campagnes d'échantillonnage de Agriculture et Agroalimentaire Canada (section II-3.3.2.3)

⁴ Tiré de la section II-3.3.3.3

⁵ La ½ de la limite de détection a été considérée pour les concentrations inférieures à la limite de détection de la méthode.

⁶ Concentration maximale permise pour l'agriculture

⁷ Concentration bruit de fond estimée à partir de la consommation de plantes et de sol par les animaux (voir la note en bas de la page précédente)

⁸ Compte-tenu du manque de données québécoises, nous avons assumé que la concentration de dioxines/furannes dans la chaux agricole était du même ordre de grandeur que celle des poussières de cimenterie.

⁹ Concentration maximale permettant les pâturages et la culture vivrière au cours des 5 années suivant l'application des MRF

¹⁰ Concentration maximale permise pour la culture de fourrage

* D'autres données sur les concentrations de cuivre et de zinc du lisier de porc au Québec : 300 et 1291 mg/kg m.s., respectivement (Hébert, 2000)

DAP, NAC, MP, ACM et PN réfèrent à phosphate bi-ammoniacal, nitrate d'ammoniac calcique, muriate de potasse, amendements calciques ou magnésiens et pouvoir neutralisant, respectivement

En gras : concentration de contaminants > critère C1

2 ESTIMATION ET COMPARAISON DES CHARGES DE CONTAMINANTS APPORTÉES SELON LES DIFFÉRENTS SCÉNARIOS DE FERTILISATION

Les *charges de contaminants* apportées aux sols agricoles ont été estimées pour les scénarios de fertilisation avec MRF (scénarios « de papetières » et « municipaux »), de fertilisation traditionnelle (scénario « traditionnel ») et de fertilisation avec engrais minéraux seulement (scénario « minéraux ») (tableau IV-4 et figures IV-4 et IV-5)²⁰ selon l'équation suivante :

$$\text{Charge totale}_j = \sum_{i=1}^{i=3} C_{i,j} \times TA_i \times 10^3 \times 10^{-6}$$

Où

Charge totale_j = charge de contaminant j apportée sur le sol par les matières fertilisantes i pendant 100 ans de fertilisation (en kg/ha pour les métaux et en mg/ha pour les dioxines/furannes)

C_{i,j} = concentration de contaminant j dans la matière fertilisante i (en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes)

TA_i = quantité de matière fertilisante i apportée sur le sol pendant 100 ans (en t m.s./ha)

Les pertes de contaminants encourues au cours des 100 années seront prises en compte dans le calcul de l'estimation des concentrations additionnelles (section IV-3.1).

Les charges de contaminants apportées par le scénario de fertilisation « traditionnel » sont toutes plus faibles que celles obtenues avec les MRF (« papetières » ou « municipaux »). Les charges de contaminants apportées selon le scénario de fertilisation « minéraux » sont plus faibles que celles apportées par la fertilisation « traditionnelle », en particulier en ce qui concerne le cuivre et le zinc, car le lisier de porc utilisé dans le scénario « traditionnel » contient de plus fortes teneurs de ces métaux.

Pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », les charges de contaminants apportées par les scénarios *moyens* et *maximums* sont généralement plus faibles que celles des scénarios C1 et C2. Toutefois, pour les biosolides de papetières, la charge de cuivre apportée par le scénario *maximum* est semblable à celle apportée par le scénario C1. Pour les biosolides municipaux, les charges de cadmium et de zinc apportées par le scénario *maximum* sont semblables à celles apportées par le scénario C1, la charge de plomb apportée par le même scénario est supérieure à celle apportée par le scénario C1 et la charge de cuivre apportée par le scénario *maximum* est supérieure à la charge apportée par les scénarios C1 et C2.

La charge de contaminants apportée par les biosolides représente généralement la contribution la plus importante à la charge totale de chaque contaminant (figures IV-4 et IV-5). Cependant, pour les scénarios C1, la charge de la plupart des contaminants apportée par les ACM est plus importante que celle apportée par les biosolides, et cela malgré leur plus faible taux d'application. Cela s'explique par le fait que les niveaux de contamination permis dans les ACM

²⁰ Tous les contaminants qui font l'objet des *Critères provisoires* ont été évalués sauf le sélénium car nous n'avons pas trouvé de données sur les concentrations de sélénium dans la chaux agricole.

sont plus élevés que ceux permis dans les biosolides de catégorie C1 (figures IV-4 et IV-5). La contribution des engrais minéraux représente une fraction mineure (moins de 4%) de la charge totale de contaminants.

Tableau IV-4 : Estimation des charges de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec et sans MRF

Contaminants	CHARGES DE CONTAMINANTS APPORTÉES SUR 100 ANS ¹											
	SCENARIO « DE PAPETIERES » Biosolides de papetières ² + amendements calciques ou magnésiens ³ + engrais minéraux ⁴					SCENARIO « MUNICIPAUX » Biosolides municipaux ² + amendements calciques ou magnésiens ³ + engrais minéraux ⁴					SCENARIO « TRADITIONNEL » Engrais de ferme ⁵ + chaux agricole ⁶ + engrais minéraux ⁴	SCENARIO « MINÉRAUX » Chaux agricole + engrais minéraux ^{4,7}
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Moy.
Arsenic	0,57	1,68	9,01	24,2	36,9	0,90	2,66	5,25	11,5	37,1	0,21	0,16
Cadmium **	0,66	1,60	2,66	4,38	5,89	0,55	1,77	1,79	2,50	5,97	0,09	0,04
Chrome	7,07	26,8	160	369	545	4,52	8,90	100	185	549	2,87	1,68
Cuivre	19,6	91,6	95,3	256	389	45,9	200	66,4	132	392	8,87	0,66
Mercure	0,06	0,22	0,68	1,71	2,57	0,09	0,20	0,45	0,88	2,59	0,003	0,001
Molybdène	1,26	2,76	3,44	7,13	10,2	0,62	1,10	1,99	3,51	10,3	0,92	0,49
Nickel	4,85	21,8	37,5	66,5	92,6	3,92	12,1	19,6	31,5	93,2	1,09	0,52
Plomb	9,58	18,0	84,7	170	246	13,8	57,9	41,3	76,6	247	1,31	0,17
Zinc	77,5	210	332	663	951	70,6	184	188	324	958	40,6	0,94
Dioxines /furannes **	0,63	1,13	8,28	13,6	18,5	0,90	1,50	3,36	5,43	18,7	0,06	0,04

¹ Les apports de métaux sont exprimés en kg/ha et ceux de dioxines/furannes en mg EQT/ha

² Contamination des biosolides (Charbonneau et Hébert, 2000)

³ Contamination des amendements calciques ou magnésiens (Charbonneau et Hébert, 2000)

⁴ Contamination des engrais minéraux : section II-3.4.3.

⁵ Contamination des engrais de ferme (CRIQ, 1994)

⁶ Contamination de la chaux agricole (Gevao et coll., 2000)

⁷ Disponibles pour les scénarios de culture maïs-soja et orge-prairie seulement.

** : En comparaison, les charges de cadmium et dioxines/furannes apportées par la déposition atmosphérique seraient de l'ordre de 0,3 kg/ha-100 ans et 2 mg EQT/ha-100 ans, respectivement.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES ET FURANNES

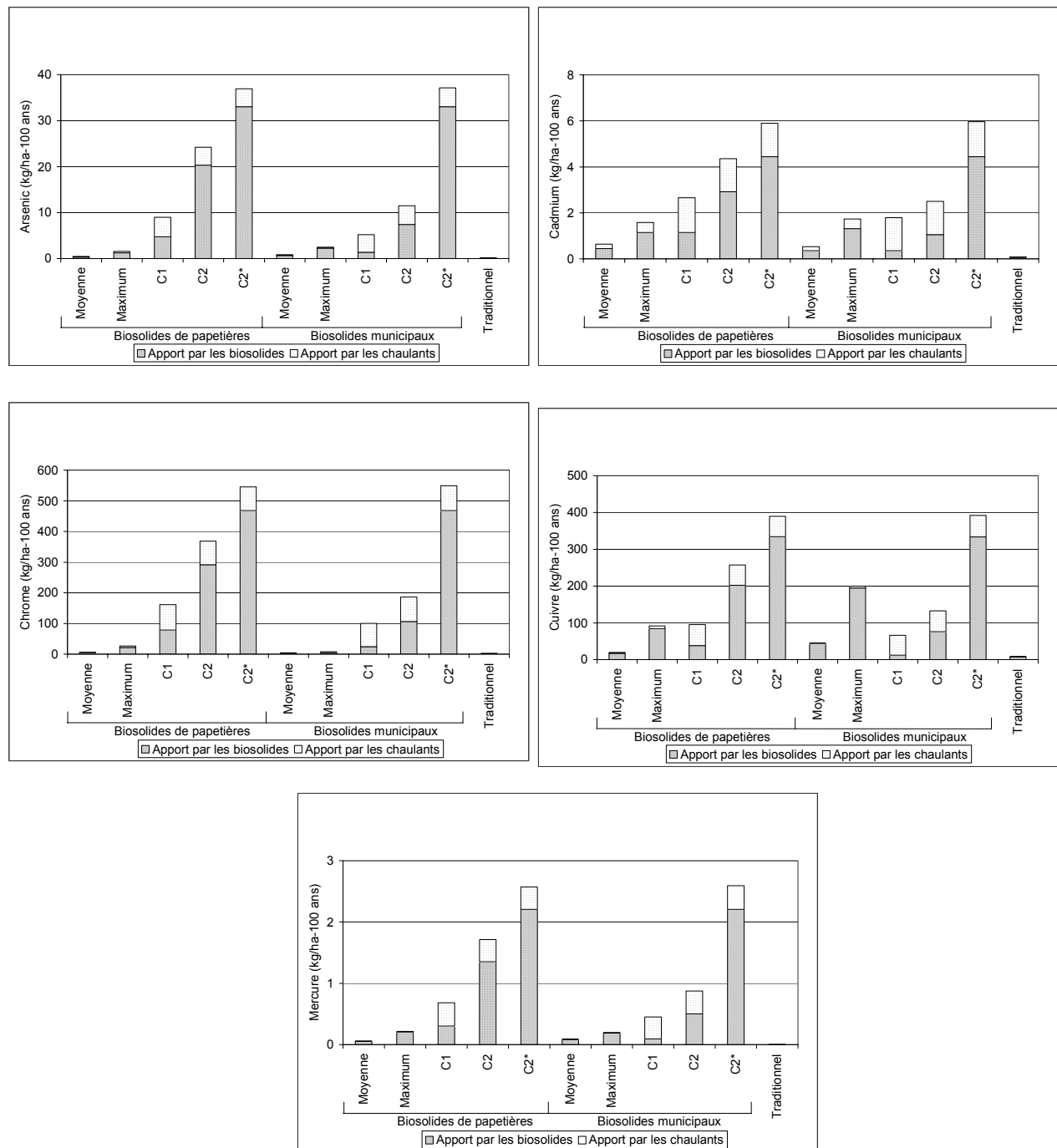


Figure IV-4 : Charges d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre et de mercure (kg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES ET FURANNES

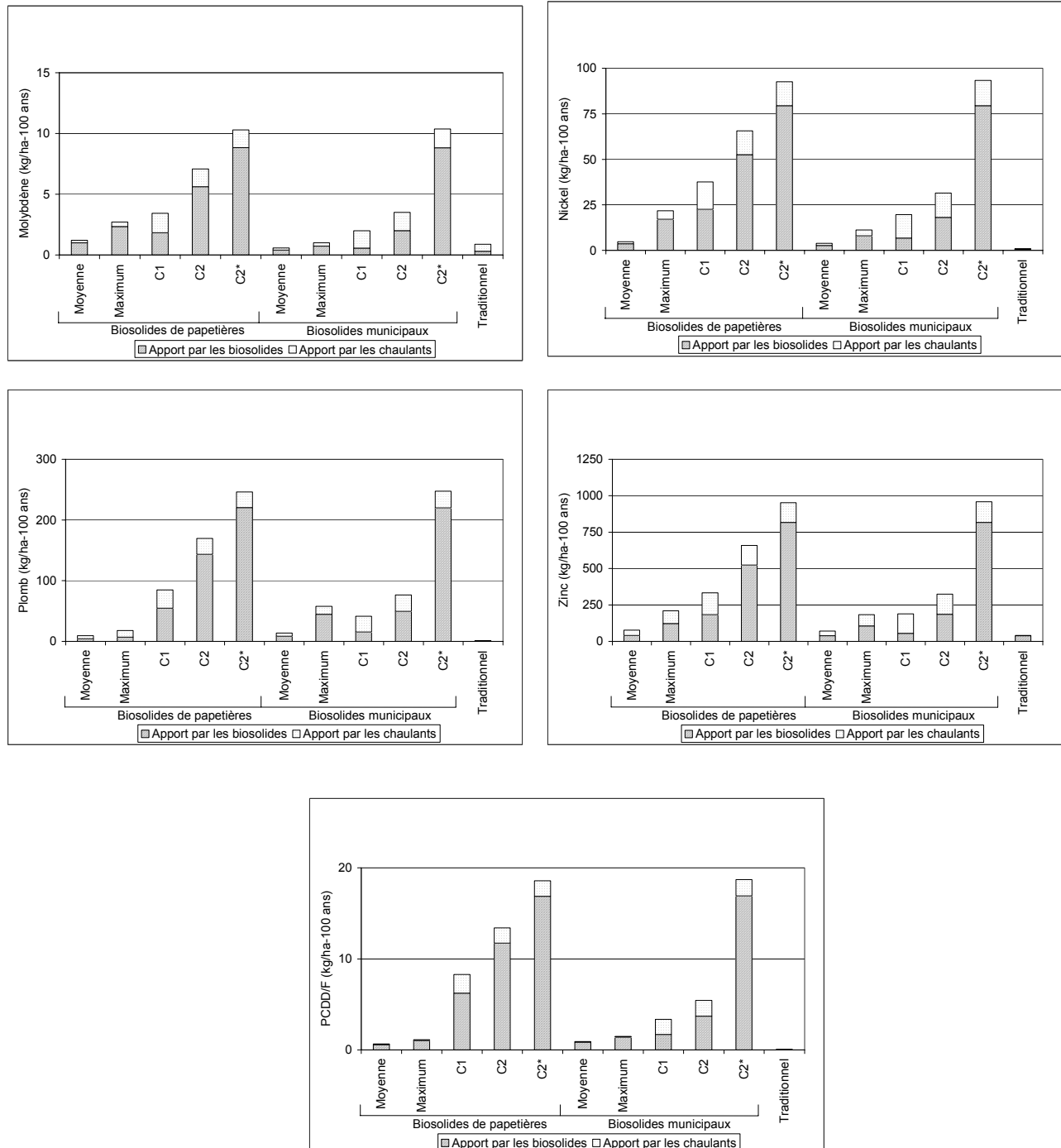


Figure IV-5 : Charges de molybdène, de nickel, de plomb, de zinc (kg/ha-100ans) et de dioxines/furannes (mg/ha-100 ans) apportées par les scénarios de fertilisation « papetières », « municipaux » et « traditionnels » après 100 ans.

Le tableau IV-5 permet de comparer les charges de contaminants apportées par les scénarios avec MRF et par la fertilisation traditionnelle avec engrais de ferme. On y présente le ratio des charges de contaminants apportées par les scénarios utilisant des MRF (CC-MRF) sur les charges de contaminants apportées par le scénario « traditionnel » (CC-TRAD). Les ratios CC-MRF/CC-TRAD les plus élevés sont observés pour le mercure et les dioxines/furannes.

Les ratios CC-MRF/CC-TRAD des scénarios *moyens* varient de 1 à 20 pour les scénarios « de papetières » et de 1 à 30 pour les scénarios « municipaux ». Les ratios les plus élevés sont ceux du mercure (20 et 30) et des dioxines/furannes (11 et 15), pour les scénarios « de papetières » et « municipaux », respectivement.

Les ratios des scénarios *maximums* sont en moyenne trois fois plus élevés qu'avec les scénarios *moyens*, et varient entre 3 et 73 et entre 1 et 67 pour tous les contaminants, selon les scénarios « de papetières » et « municipaux », respectivement. Les ratios les plus élevés sont ceux du mercure (73 et 67), des dioxines/furannes (19 et 25), du plomb (14 et 44) et du cadmium (18 et 20).

Pour les scénarios *C1*, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 4 à 227 fois (scénarios « de papetières ») et de 2 à 150 fois (scénarios « municipaux ») plus élevées que celles apportées par la fertilisation traditionnelle. À l'exception du mercure (ratios de 227 et 150) et des dioxines/furannes (ratios de 138 et 56), les ratios sont inférieurs à 65 (plomb, scénario « de papetière ») et à 35 (chrome, scénario « municipaux »).

Pour les scénarios *C2*, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 8 à 570 fois (scénarios « de papetières ») et de 8 à 293 fois (scénarios « municipaux ») plus importantes que celles apportées par la fertilisation traditionnelle. Pour les contaminants autres que le mercure et les dioxines/furannes, les ratios sont inférieurs ou égaux à 130 (plomb et chrome, scénario « de papetières ») et à 64 (chrome, scénario « municipaux »).

Pour les scénarios *C2**, les charges de contaminants apportées par les MRF sont de 11 à 857 fois (scénarios « de papetières ») et de 11 à 863 fois (scénarios « municipaux ») plus importantes que celles apportées par la fertilisation traditionnelle.

Tableau IV-5. Ratio des charges de contaminants apportées aux sols agricoles par une fertilisation avec MRF sur les charges apportées par une fertilisation traditionnelle

Contami- nants	RATIOS (CC-MRF/CC-TRAD)									
	SCÉNARIO « DE PAPETIÈRES » Biosolides de papetières + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIO « MUNICIPAUX » Biosolides municipaux + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux				
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*
Arsenic	3	8	43	115	176	4	13	25	55	177
Cadmium	7	18	30	49	65	6	20	20	28	66
Chrome	2	9	56	129	190	2	3	35	64	191
Cuivre	2	10	11	29	44	5	23	7	15	44
Mercure	20	73	227	570	857	30	67	150	293	863
Molybdène	1	3	4	8	11	1	1	2	4	11
Nickel	4	20	34	61	85	4	11	18	29	86
Plomb	7	14	65	130	188	11	44	32	58	189
Zinc	2	5	8	16	23	2	5	5	8	24
Dioxines /furannes	11	19	138	227	308	15	25	56	91	312

CC-MRF/CC-TRAD : ratio des charges de contaminants apportées par les scénarios utilisant des MRF (CC-MRF) sur les charges de contaminants apportées par le scénario « traditionnel » avec engrais de ferme (CC-TRAD).

3 ESTIMATION DES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES SOLS AGRICOLES APRES 100 ANS DE FERTILISATION

3.1 Concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond dans les sols agricoles

La *concentration additionnelle* d'un contaminant représente la concentration de ce contaminant apportée par le scénario de fertilisation qui s'ajoute à la concentration bruit de fond des sols agricoles. Nous avons tenu compte du fait que lorsque la concentration de contaminants dans les matières fertilisantes est plus faible que celle du sol, la fertilisation ne conduit pas à un enrichissement du sol en contaminants. À l'inverse, la fertilisation entraîne une augmentation de la concentration d'un contaminant dans le sol lorsque la concentration de ce contaminant dans les matières fertilisantes est plus importante que celle du sol.

Les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond ont été estimées ainsi :

$$C_{add} = \sum_{i=0}^N \frac{M_{app,i} \times 10^3}{MSH} \times e^{-(N-i)K_{tot}}$$

Où

C_{add} : concentration de contaminants additionnelle au bruit de fond (mg/kg m.s. pour les métaux et ng EQT/kg m.s. pour les dioxines/furannes)

$M_{app,i}$: charge de contaminants apportée à l'année i (kg/ha-an pour les métaux et mg EQT/ha-an pour les dioxines/furannes)

MSH = masse de sol par hectare sur une profondeur de 15 cm (1725 t m.s./ha)

10^3 = facteur de conversion combiné de kg/t à mg/kg

K_{tot} = constante de pertes totales du contaminant (an^{-1})

Les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation (tableau IV-6) ont été estimées en tenant compte des pertes de contaminants²¹. Les pertes par érosion hydrique des sols constituent la principale source de pertes de métaux. Nous avons utilisé les données propres au cadmium (déterminées dans la section V-2), soit un taux de pertes annuelles par érosion hydrique de 0,17%, ce qui correspond, à la 100^{ème} année, à une perte totale d'environ 8% de la charge apportée pendant 100 ans. Pour les dioxines/furannes, les pertes annuelles par érosion hydrique, par volatilisation et par dégradation ont été estimées à 0,17%, 0,35% et 3,4%, respectivement (section V-2). Les pertes totales de dioxines/furannes à la 100^{ème} année correspondent à environ 77% de la charge apportée sur 100 ans.

Les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond apportées par la fertilisation traditionnelle avec engrais de ferme n'entraînent pas un enrichissement dans les sols, sauf pour le cuivre, le molybdène et le zinc pour lesquels les concentrations additionnelles sont de 2,53, 0,26 et 14,4 mg/kg m.s., respectivement (tableau IV-6). En 1996, Tran et coll. ont mesuré une augmentation des concentrations de cuivre et de zinc dans les sols agricoles après 16 ans

²¹ Nous n'avons pas pris en compte les pertes par les récoltes, mais si l'on considère que ces pertes sont semblables pour les scénarios avec MRF et le scénario *traditionnel*, cette simplification n'a pas de conséquence sur les résultats.

d'application de lisier de porc à des taux agronomiques (60 t m.h./ha annuellement). Les augmentations de cuivre et de zinc mesurées dans les sols étaient de 3 et 10 mg/kg m.s., respectivement, à partir de lisier de porc dont la contamination en cuivre et en zinc était de 400 et 1 570 mg/kg m.s., respectivement (soit des concentrations 2 fois et 1,5 fois supérieures, respectivement, à celles utilisées dans notre étude). Pour tous les scénarios avec MRF, les concentrations additionnelles de cuivre et de zinc sont beaucoup plus élevées que celles du scénario avec fertilisation traditionnelle.

Pour les scénarios *moyens*, toutes les concentrations additionnelles de contaminants estimées sont supérieures à celles estimées pour le scénario « traditionnel », sauf pour le molybdène. Cependant, les estimés pour certains contaminants n'entraînent pas un enrichissement du sol (arsenic, chrome, nickel, plomb et dioxines/furannes pour les scénarios « de papetières », et arsenic, chrome et nickel pour les scénarios « municipaux »). Les concentrations additionnelles de métaux qui entraînent des enrichissements du sol sont le cadmium, le cuivre, le mercure, le molybdène et le zinc pour les scénarios « de papetières », et le cadmium, le cuivre, le mercure, le molybdène, le plomb, le zinc et les dioxines/furannes pour les scénarios « municipaux ». Seule la concentration additionnelle de cuivre apportée par le scénario municipal *moyen* est plus importante que la concentration moyenne de cuivre mesurée actuellement dans les sols agricoles.

Les concentrations additionnelles de tous les contaminants estimées pour les scénarios *maximums* entraînent un enrichissement du sol, sauf pour l'arsenic du scénario « de papetières ». Ces concentrations sont plus importantes que celles estimées pour la fertilisation traditionnelle. Les concentrations additionnelles de cuivre et de mercure sont plus élevées que le 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles. Les concentrations additionnelles de zinc sont plus élevées que la concentration moyenne mesurée dans les sols agricoles.

Avec les scénarios *C1*, les concentrations additionnelles de cadmium, de chrome et de plomb des scénarios « de papetières » et celles de chrome, de cuivre et de zinc des scénarios « municipaux » sont supérieures aux concentrations moyennes de ces métaux dans les sols agricoles du Québec. Les concentrations additionnelles de cuivre, de mercure et de zinc des scénarios « de papetières » et de mercure des scénarios « municipaux » sont supérieures au 95^{ème} centile des concentrations de ces métaux dans les sols agricoles du Québec.

Avec les scénarios *C2*, les concentrations additionnelles de tous les contaminants des scénarios « de papetières » et des scénarios « municipaux » (sauf l'arsenic, le molybdène et le nickel) sont supérieures ou égales à la concentration moyenne des sols agricoles (arsenic, molybdène, nickel et dioxines/furannes pour les scénarios « de papetières », et cadmium, chrome et plomb pour les scénarios « municipaux ») ou au 95^{ème} centile des concentrations dans les sols agricoles (cadmium, chrome, cuivre, mercure, plomb et zinc pour les scénarios « de papetières », et cuivre, mercure et zinc pour les scénarios « municipaux »).

Avec les scénarios *C2**, toutes les concentrations additionnelles de contaminants des scénarios « de papetières » et « municipaux » sont supérieures soit à la concentration moyenne des sols agricoles (arsenic, molybdène, nickel et dioxines/furannes pour les scénarios « de papetières » et « municipaux »), soit au 95^{ème} centile des concentrations dans les sols agricoles (cadmium, chrome, cuivre, mercure, plomb et zinc pour les scénarios « de papetières » et « municipaux »).

Tableau IV-6. Comparaison entre les concentrations de contaminants additionnelles au bruit de fond après 100 ans de fertilisation et les concentrations mesurées dans les sols du Québec

Contami- nants	CONCENTRATION ADDITIONNELLE AU BRUIT DE FOND ¹											CONCENTRATION DANS LES SOLS AGRICOLAS DU QUÉBEC ^{1,2}				
	SCÉNARIO « DE PAPETIÈRES » Biosolides de papetières + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIO « MUNICIPAUX » Biosolides municipaux + amendements calciques ou magnésiens + engrais minéraux					SCENARIO «TRADI- TIONNEL»					
	Moy.	Max	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2 *	Moy.	Moy.	Écart- type	95 ^{ème} centile	Min.	Max.
Arsenic	**	**	3,27	11,4	18,2	**	0,79	2,17	5,50	19,2	**	6,0 ³	-	-	-	-
Cadmium	0,07	0,57	1,14	2,06	2,86	0,18	0,83	0,84	1,22	3,07	**	1,10	0,47	2,0	0,50	3,38
Chrome	**	4,11	75,6	187	281	**	0,57	49,2	94,9	289	**	40,0	27,1	98,0	7,9	110,3
Cuivre	5,62	44,0	46,0	132	203	22,5	104,8	33,4	68,8	207	2,53	19,1	9,5	35,9	5,6	53,5
Mercure	0,02	0,10	0,35	0,90	1,36	0,04	0,10	0,24	0,46	1,38	**	0,043	0,015	0,08	0,010	0,090
Molybdène	0,16	0,96	1,32	3,29	4,98	0,12	0,38	0,85	1,66	5,32	0,26	2,0 ³	-	-	-	-
Nickel	**	6,12	14,5	29,9	43,8	**	4,21	8,21	14,5	47,5	**	21,8	13,3	48,4	2,1	54,0
Plomb	**	2,01	37,6	83,3	124	4,25	27,8	18,9	37,8	129	**	29,8	12,8	53,8	11,1	80,6
Zinc	25,4	96,5	162	338	492	31,1	91,9	93,9	166	505	14,4	62,8	27,0	105,6	16,9	119,9
Dioxines/ furannes	**	0,04	1,00	1,70	2,37	0,08	0,16	0,40	0,68	2,45	**	1,7 ⁴	-	-	-	-

¹ Les concentrations sont en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les PCDD/F.

² Source : Giroux et coll., 1992

³ Concentration de fond selon le critère A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998a)

⁴ Estimation de la concentration moyenne de dioxines/furannes à partir des concentrations mesurées dans 14 sols agricoles et la concentration moyenne dans les sols témoins de St-Basile-le-Grand (Trépanier, 1992)

** : La concentration de contaminant dans l'ensemble des matières fertilisantes apportées étant inférieure à la concentration moyenne dans les sols agricoles du Québec, la fertilisation ne conduit pas à un « enrichissement » en contaminants.

en gras : concentration additionnelle supérieure à la concentration moyenne dans les sols du Québec

en gras souligné : concentration additionnelle supérieure au 95^{ème} centile des concentrations dans les sols du Québec

3.2 Concentrations totales de contaminants dans les sols agricoles

3.2.1 Critères et recommandations en regard des sols agricoles

Le CCME a établi des concentrations maximales de contaminants dans les sols agricoles en 1991 (cité dans CCME, 1997) et les a révisées en 1997 (CCME, 1997). Les concentrations recommandées par le CCME ont été établies à partir des effets sur la santé et sur l'environnement. La recommandation finale est déterminée à partir de la recommandation la plus limitante entre la santé et l'environnement. Parmi les recommandations du CCME (1997), celles de l'arsenic, du cadmium et du mercure sont basées sur la santé. Les recommandations finales des autres métaux sont basées sur la protection de l'environnement (tableau IV-7). Il n'y a pas de recommandations pour le molybdène et le nickel.

Pour l'arsenic, l'ingestion de sol a été retenue comme la voie d'exposition limitante pour la santé humaine et les effets cancérogènes de ce métal ont été considérés chez l'adulte. Pour un usage en milieu agricole, la concentration maximale d'arsenic dans le sol est de 12 mg/kg m.s.

Dans le cas du cadmium, l'ingestion de sol a été retenue comme la voie d'exposition limitante chez l'enfant. Le CCME (1997) a considéré un scénario d'exposition résidentielle en milieu urbain et souligne que ce scénario peut s'appliquer à l'exposition résidentielle en milieu rural lorsque l'apport de contaminants via la consommation de produits agricoles n'est pas pris en compte. Il recommande une concentration maximale de 14 mg/kg m.s. dans les sols résidentiels²². Lorsque le potentiel d'accumulation de cadmium dans les produits agricoles et l'exposition humaine subséquente sont pris en compte au niveau des sols agricoles, le CCME (1997) a appliqué un facteur de sécurité de 10 à la concentration maximale de 14 mg/kg m.s. des sols résidentiels. La recommandation finale du CCME (1997) pour les sols agricoles est de 1,4 mg/kg m.s. Dans la section V-2 (chapitre V), nous avons utilisé les résultats de nos estimations pour vérifier si la valeur de ce facteur était appropriée. Il s'est avéré que la dose de cadmium apportée par ingestion de denrées alimentaires contaminées par le cadmium présent dans le sol était plus de 10 fois plus élevée que la dose apportée par ingestion de sol²³. Le facteur de 10 utilisé par Santé Canada nous apparaît donc approprié.

Dans le cas du mercure, le CCME (1997) a également considéré l'ingestion de sol comme la voie d'exposition limitante chez l'enfant. Il a recommandé une concentration maximale de 6,6 mg/kg m.s. dans les sols résidentiels, les parcs et les sols ruraux. Cette valeur correspond à un usage résidentiel et ne s'applique pas à un usage agricole du sol. Cependant, le CCME (1997) n'a pas proposé de facteur de sécurité pour un tel usage.

²² Les détails de ces recommandations pour le cadmium sont présentés à la section III-1.1.4.3. La valeur de 14 mg/kg a été validée en utilisant les données recommandées par les Lignes directrices du MSSS dans cette même section.

²³ Toutefois, la disponibilité du cadmium dans le sol peut être différente lorsque la concentration est de 1,4 ou de 14 mg/kg, ce qui fait que le facteur 10 pourrait être suffisant (mais nous n'avons pas les compétences de juger de cet aspect).

Tableau IV-7. Recommandations du CCME (1997) en regard de la contamination des sols agricoles

Contaminants	Concentration recommandée dans les sols agricoles (mg/kg m.s.)		
	Recommandation basée sur la protection de la santé	Recommandation basée sur la protection de l'environnement	Recommandation finale
Arsenic	12 (ingestion de sol)	19 (contact avec le sol)	12
Cadmium	1,4 (ingestion de sol)	3,8 (contact avec le sol)	1,4
Chrome	220 (ingestion de sol)	64 (cycle des nutriments et de l'énergie)	64
Cuivre	1100 (ingestion de sol)	63 (contact avec le sol)	63
Mercure	6,6 (ingestion de sol)	10 (contact avec le sol)	6,6
Plomb	140 (ingestion de sol)	70 (ingestion)	70
Zinc	Non calculé	200	200

Source : CCME, 1997

3.2.2 Comparaison des concentrations totales estimées dans les sols agricoles avec les recommandations du CCME (1997)

Les *concentrations totales de contaminants* dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation (tableau IV-8) ont été estimées en additionnant les concentrations de contaminants additionnelles (tableau IV-7) et les concentrations bruit de fond moyennes de contaminants mesurées dans les sols agricoles (Giroux et coll., 1992).

Les concentrations moyennes actuellement mesurées dans les sols agricoles (Giroux et coll., 1992) sont toutes inférieures aux concentrations recommandées par le CCME (1997) (tableau IV-8). Cependant, les 95^{ème} centiles des concentrations de cadmium et de chrome actuellement mesurées dans les sols agricoles au Québec sont plus élevés que les recommandations du CCME (1997). A la section III-1.1.4, nous avons déjà mis en évidence que les concentrations de cadmium des sols agricoles québécois sont plus élevées que celles des sols agricoles ontariens ou américains.

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles après 100 ans de *fertilisation traditionnelle* ne sont pas plus élevées que les concentrations moyennes dans les sols agricoles, sauf pour le cuivre, le molybdène et le zinc. Ces concentrations totales sont toutefois inférieures aux valeurs du 95^{ème} centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles du Québec et sont toutes inférieures aux concentrations maximales recommandées dans les sols agricoles par le CCME.

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec des MRF selon les scénarios *moyens* ne dépassent pas les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997).

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des MRF selon les scénarios *maximums* ne dépassent pas les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997), sauf pour le cadmium du scénario « de papetières » et pour le cadmium et le cuivre des scénarios « municipaux ». Dans le cas du cadmium, les concentrations totales sont cependant du même ordre de grandeur que la valeur du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec. La *concentration totale* de cuivre estimée dans le scénario « municipal » est, quant à elle, 2 fois plus élevée que la recommandation du CCME basée sur des considérations environnementales (mais bien inférieures à la recommandation du CCME de 1100 mg/kg basée sur la santé) et 4 fois plus élevée que la valeur du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols du Québec. Ces concentrations totales élevées s'expliquent par le fait que la concentration *maximale* de cadmium mesurée en 1999 dans les biosolides de papetières était plus élevée que le critère C1 alors que les concentrations *maximales* de cadmium et de cuivre dans les biosolides municipaux étaient plus élevées que le critère C2 (tableau IV-2).

Les concentrations totales de contaminants estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C1* dépassent les concentrations recommandées par le CCME (1997) pour le cadmium, le chrome, le cuivre (très légèrement) et le zinc (environ 12% plus élevée) du scénario « de papetières », et pour le cadmium et le chrome des scénarios « municipaux ». On note cependant que les concentrations totales estimées de cadmium et de chrome sont à peu près du même ordre de grandeur que les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles.

Les concentrations totales d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de plomb et de zinc estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C2* « de papetières » dépassent les recommandations du CCME (1997) et les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec. Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la santé humaine alors que dans le cas du chrome, du cuivre, du plomb et du zinc, les concentrations totales sont plus élevées que la recommandation du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement. Les concentrations de cadmium, de chrome, de cuivre et de zinc estimées dans les sols agricoles selon les *scénarios C2* « municipaux » excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997). Dans le cas du cadmium, la concentration totale est plus élevée que la recommandation du CCME (1997) basée sur la santé humaine et excède de 16% la valeur du 95^{ème} centile de la concentration mesurée dans les sols agricoles du Québec. Dans le cas du chrome, du cuivre et du zinc, les concentrations totales sont plus élevées que la recommandation du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement.

Enfin, les concentrations totales de métaux estimées dans les sols selon les scénarios *C2** dépassent les recommandations du CCME (1997) pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc des scénarios « de papetières » et « municipaux ». Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les recommandations du CCME sont basées sur la protection de la santé humaine. Pour tous ces métaux, les concentrations totales excèdent également les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols québécois. Cependant, comme nous l'avons précisé dans la section IV-1.2, ce scénario entraînerait des apports de phosphore

supérieurs aux règlements en vigueur. Il permet néanmoins d'avoir une idée de ce que représenterait l'utilisation du taux d'application maximal de 22 t/ha-5 ans qui s'applique aux biosolides C2.

Nous n'avons pas pu comparer les concentrations totales de molybdène, de nickel et de dioxines/furannes estimées dans les sols par les différents scénarios avec les recommandations du CCME (1997) puisque cet organisme n'a pas émis, à l'heure actuelle, de recommandations pour ces contaminants. Toutefois, il apparaît que la concentration totale de molybdène estimée doublerait par rapport à la concentration bruit de fond moyenne (MENV, 1998) pour des scénarios « de papetières » et « municipal » C2 et/ou C2*, et que le 95^{ème} centile de la concentration bruit de fond de nickel (Giroux et coll., 1992) est dépassé pour les scénarios « de papetières » C2 et C2* et pour le scénario « municipal » C2*.

Tableau IV-8. Comparaison des concentrations totales de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles

Contaminants	Concentrations totales dans les sols agricoles ^{1,2}											Concentration bruit de fond dans les sols agricoles du Québec ³		Concentrations recommandées dans les sols ¹	
	SCÉNARIO DE PAPETIÈRES Biosolides de papetières + amendements calcaïques ou magnésiens + engrais minéraux					SCÉNARIOS MUNICIPAUX Biosolides municipaux + amendements calcaïques ou magnésiens + engrais minéraux					SC. TRADIT	Moy	95 ^{ème} centile	MENV, 1998 ⁴	CCME, 1997 ⁵
	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.	Max.	C1	C2	C2*	Moy.			Critère A	Sol agricole
Arsenic	6,00	6,00	9,27	<u>17,4</u>	<u>24,2</u>	6,00	6,79	8,17	11,5	<u>25,2</u>	6,00	6,0 ⁶	-	6	12 ⁷
Cadmium	1,17	<u>1,67</u>	<u>2,24</u>	<u>3,16</u>	<u>3,96</u>	1,28	<u>1,93</u>	<u>1,94</u>	<u>2,32</u>	<u>4,17</u>	1,10	1,1	<u>2,0</u>	1,5	1,4 ⁷
Chrome	40,0	44,1	<u>116</u>	<u>227</u>	<u>321</u>	40,0	40,6	<u>89,2</u>	<u>135</u>	<u>329</u>	40,0	40,0	<u>98,0</u>	85	64 ⁸ (220 ⁷)
Cuivre	24,7	63,0	<u>65,1</u>	<u>151</u>	<u>222</u>	41,6	<u>124</u>	52,5	<u>87,9</u>	<u>226</u>	21,6	19,1	35,9	40	63 ⁹
Mercur	0,06	0,15	0,40	0,95	1,40	0,09	0,14	0,28	0,51	1,42	0,04	0,043	0,08	0,2	6,6 ⁷
Molybdène	2,16	2,96	3,32	5,29	6,98	2,12	2,38	2,85	3,66	7,32	2,26	2,0 ⁶	-	2	-
Nickel	21,8	27,9	36,3	51,7	65,6	21,8	26,0	30,0	36,3	69,3	21,8	21,8	48,4	50	-
Plomb	29,8	31,8	67,4	<u>113</u>	<u>154</u>	34,1	57,6	48,7	67,6	<u>159</u>	29,8	29,8	53,8	50	70 ¹⁰ (140 ⁷)
Zinc	88,2	159	<u>224</u>	<u>401</u>	<u>554</u>	93,9	155	157	<u>229</u>	<u>568</u>	77,2	62,8	105,6	110	200 ⁹
Dioxines/furannes	1,70	1,74	2,70	3,40	4,07	1,78	1,86	2,10	2,38	4,15	1,70	1,7 ¹¹	-	<2	-

¹ Les concentrations sont exprimées en mg/kg m.s. pour les métaux et en ng EQT/kg m.s. pour les PCDD/F.

² Concentrations totales dans le sol = concentrations additionnelles apportées par les matières fertilisantes + concentrations moyennes dans le sol (bruit de fond)

³ Source : Giroux et coll., 1992

⁴ Les critères A représentent la teneur de fond pour les métaux et la limite de détection de la méthode pour l'analyse de PCDD/F tirés de la *Politique de la protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (MENV, 1998b)

⁵ Recommandation pour des sols agricoles en 1997 (CCME, 1997)

⁶ Teneur de fond selon le critère A de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (MENV, 1998b)

⁷ Basé sur la santé humaine (ingestion de sol).

⁸ Basé sur l'environnement (cycle des nutriments et de l'énergie)

⁹ Basé sur l'environnement (contact avec le sol)

¹⁰ Basé sur l'environnement (ingestion de sol)

¹¹ Cette valeur a été retenue afin de représenter la contamination bruit de fond des sols agricoles par les dioxines/furannes (section III-2.1.4.3)

en gras et double souligné : concentration totale supérieure à la concentration recommandée par le CCME, 1997

4 CONCLUSION

Les *charges* de contaminants apportées aux sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec ou sans MRF ont été estimées et comparées entre elles.

Les résultats indiquent que l'utilisation de conjointe de biosolides et d'amendements calciques ou magnésiens (ACM) dans le respect des taux agro-environnementaux conduit à une contamination du sol par leurs divers contaminants qui est comparable ou beaucoup plus élevée que la contamination qui est attendue lors de l'utilisation d'engrais de ferme et de chaux agricole. L'utilisation de biosolides et d'ACM dont la concentration en contaminants correspond aux valeurs moyennes rencontrées actuellement au Québec conduit à une contamination supérieure, en terme de charge apportée, à celle due aux engrais de ferme et à la chaux par un facteur généralement compris entre 1 et 11, mais pouvant aller jusqu'à 15 ou 30 (dioxines/furannes et mercure, respectivement). Lorsque les concentrations dans les biosolides sont égales aux critères C1 ou C2 et que les ACM ont la concentration maximale permise par la certification BNQ, ce facteur est généralement compris entre 2 et 65 (C1) et entre 4 et 130 (C2), mais il peut atteindre des valeurs beaucoup plus élevées pour les dioxines/furannes et le mercure (jusqu'à 227 (mercure, C1) et 570 (mercure, C2)).

Les *concentrations totales* de contaminants estimées dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des biosolides de papetières ou des biosolides municipaux et des ACM ont ensuite été comparées aux concentrations maximales recommandées par le CCME dans les sols agricoles.

*Pour les métaux*²⁴

- ◆ Avec des **biosolides et des ACM dont les concentrations de contaminants sont égales à la moyenne ou au maximum des concentrations mesurées en 1999** (Charbonneau et Hébert, 2000) et lorsque ces MRF sont appliquées selon un **taux agro-environnemental moyen (scénarios « moyen » et « maximum »)**, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation sont inférieures aux recommandations du CCME (1997), mis à part pour le cadmium et le cuivre. Dans le cas du cadmium, les *concentrations totales* sont cependant du même ordre de grandeur que le 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
- ◆ Avec des **biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C1 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, épandus selon un **taux agro-environnemental moyen**, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation sont inférieures ou du même ordre de grandeur que les recommandations du CCME (1997), ou si elles les dépassent (cadmium, chrome et zinc), elles sont *généralement* du même ordre de grandeur que les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec (sauf le zinc provenant des biosolides de papetières pour lequel la concentration totale est deux fois plus élevée que le 95^{ème} centile).

²⁴ Le CCME n'a pas établi de recommandations concernant la concentration de molybdène et de nickel dans les sols agricoles.

- ♦ Par contre, avec des biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C2 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ, épandus selon un **taux agro-environnemental moyen (scénarios C2)**, on s'attend à des augmentations significatives de la concentration de plusieurs contaminants dans les sols agricoles.

Ainsi, pour les scénarios « de papetières » :

- Les *concentrations totales* dans le sol de six métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc) estimées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997) et les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
- Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la santé humaine.

Et, pour les scénarios « municipaux » :

- Les *concentrations totales* dans le sol de quatre métaux (cadmium, chrome, cuivre et zinc) estimées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997) et les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec.
- La concentration de cadmium est la seule à dépasser la recommandation du CCME basée sur la protection de la santé humaine.

- ♦ Enfin, lorsque des biosolides dont la concentration de contaminants est égale à la valeur du critère C2 sont épandus à raison du **taux maximal permis (4,4 t/ha-an)** et que des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ sont épandus selon un **taux agro-environnemental moyen (scénario C2*)**, pour six (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc) des sept métaux évalués comparativement aux recommandations du CCME :

- Toutes les *concentrations totales* de métaux dans le sol apportées après 100 ans de fertilisation selon les *scénarios C2* excèdent les concentrations recommandées par le CCME (1997) et les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols québécois.
- Dans le cas de l'arsenic et du cadmium, les concentrations totales sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la protection de la santé humaine.

En résumé, ces résultats indiquent qu'en respectant les taux d'application agro-environnementaux, l'utilisation de biosolides²⁵ respectant les critères C1 ne conduirait pas à une contamination des sols agricoles dramatiquement supérieure à la contamination déjà observée dans les sols agricoles les plus fortement contaminés du Québec (soit moins de 5% des sols agricoles du Québec) alors que la valorisation de biosolides²⁵ dont les niveaux de contamination sont égaux aux critères C2 conduirait à une augmentation significative des contaminants dans les sols (principalement lorsque des biosolides de papetières sont utilisés).

²⁵ Conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens respectant les normes du BNQ.

Pour les dioxines/furannes

- ◆ Le CCME n'a pas établi de recommandations pour les concentrations de dioxines/furannes dans les sols agricoles.
- ◆ Cependant, les résultats montrent que
 - avec des **MRF (biosolides et ACM)** utilisées à **des taux agro-environnementaux et dont les concentrations de dioxines/furannes correspondent aux concentrations mesurées dans les MRF utilisées actuellement au Québec (concentration « moyennes » ou « maximales »)**, les concentrations totales de dioxines/furannes estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec des MRF sont du même ordre de grandeur que la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles, et
 - avec des **biosolides dont la concentration est égale à la valeur du critère C1 ou du critère C2 et des ACM dont la concentration correspond à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, la *concentration totale* de dioxines/furannes estimée dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation dépasse la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles.

Taux d'application agronomique maximal pour les résidus de catégorie C2

Parallèlement à l'estimation de la contamination des sols par les MRF, nous avons analysé l'intérêt du taux d'application maximal qui s'applique aux MRF (MENV, 1997). Lorsque la fertilisation implique l'utilisation de biosolides de catégorie C2, le taux d'application maximal de ces biosolides est de 22 t/ha-5 ans. Les scénarios de fertilisation de quatre types de culture, élaborés selon les recommandations agronomiques du Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ), indiquent que le taux moyen d'application agronomique des biosolides de papetières et des biosolides municipaux est de 390 et de 100 t/ha-100 ans, respectivement. Seule l'utilisation de biosolides de papetières pour la culture de pomme de terre-orge nécessite des taux d'application de plus de 22 t/ha-5 ans (7,95 t/ha-an). Par conséquent, le taux d'application maximal de 22 t m.s./ha-5ans (440 t m.s./ha-100 ans) établi dans les *Critères provisoires* ne constitue pas vraiment une limitation à l'épandage de résidus de catégorie C2.

CHAPITRE V – SECTION V-1

ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ.

REVUE DES ÉVALUATIONS DES RISQUES À LA SANTÉ HUMAINE LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES

TABLE DES MATIÈRES

1. REVUE DES ÉVALUATIONS DES RISQUES À LA SANTÉ HUMAINE LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES.....	1
1.1 INTRODUCTION	1
1.2 ÉVALUATION DU RISQUE LIÉ À L'UTILISATION DE BIOSOLIDES DE PAPETIÈRES ISSUS DE PROCÉDÉS DE BLANCHIMENT DE PÂTES KRAFT ET DE PÂTES BISULFITES À BASE DE COMPOSÉS CHLORÉS : RISQUE LIÉ AUX 2,3,7,8-TCDD/F	3
1.2.1 Caractéristiques des biosolides et scénarios d'épandage et d'exposition	3
1.2.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	4
1.2.2.1 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans le sol	4
1.2.2.2 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans les plantes	5
1.2.2.3 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans les produits animaux autres que le poisson	5
1.2.2.4 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans l'eau et le poisson	5
1.2.2.4.1 Eau	5
1.2.2.4.2 Poisson.....	6
1.2.2.5 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans l'air	6
1.2.2.5.1 Particules	6
1.2.2.5.2 vapeurs.....	7
1.2.3 Estimation de l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F	7
1.2.4 Données utilisées	9
1.2.5 Résultats.....	13
1.2.6 Critique de cette évaluation de risque.....	14
1.3 ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ LIÉS À LA VALORISATION AGRICOLE DE BIOSOLIDES MUNICIPAUX : RISQUES LIÉS AUX MÉTAUX	15
1.3.1 Scénario d'épandage des biosolides et scénarios d'exposition des différents HEI ..	16
1.3.1.1 Scénario d'épandage.....	16
1.3.1.2 HEI et scénarios d'exposition.....	16
1.3.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	17
1.3.2.1 Concentration de métaux dans le sol	18
1.3.2.2 Concentration de métaux dans les plantes	18
1.3.2.3 Concentration de métaux dans les produits animaux	19
1.3.2.4 Concentration de métaux dans l'eau de surface et le poisson.....	19
1.3.2.5 Concentration de métaux dans l'air (particules).....	19
1.3.3 Estimation des charges cumulées maximales (CCM) de métaux pouvant être apportées sur les sols agricoles par les biosolides municipaux.....	19
1.3.3.1 Estimation de la dose d'exposition maximale de métaux pouvant provenir des biosolides... ..	19
1.3.3.2 Algorithmes utilisés pour estimer la CCM de métaux pouvant être apportée sur les sols par les biosolides ou la concentration maximale acceptable (CMA _b) dans les biosolides.	20
1.3.4 Données utilisées	23
1.3.4.1 Paramètres relatifs à la contamination de l'environnement et des aliments	23
1.3.4.1.1 Contamination du sol, de l'eau et de l'air	23
1.3.4.1.2 Pentés d'absorption des contaminants	23
1.3.4.2 Paramètres relatifs à l'exposition de l'humain aux métaux apportés par les biosolides....	24
1.3.4.3 Doses de référence et doses bruits de fond.....	27

1.3.5	Résultats.....	28
1.3.6	Critique de cette évaluation de risques	31
1.4	ÉVALUATION DES RISQUES D'EXCÈS DE CANCER LIÉS À LA VALORISATION AGRICOLE DE BIOSOLIDES MUNICIPAUX : RISQUES LIÉS AUX PCDD/F ET BPC COPLANAIRES	32
1.4.1	Caractéristiques des biosolides municipaux et scénarios d'épandage et d'exposition.....	32
1.4.1.1	Caractéristiques des biosolides municipaux	32
1.4.1.2	Scénario d'épandage sur sol agricole et scénario d'exposition des HEI	33
1.4.2	Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	34
1.4.2.1	Concentration moyenne dans le sol.....	35
1.4.2.2	Concentration dans les plantes	35
1.4.2.3	Concentration dans les produits animaux autre que le poisson	35
1.4.2.4	Concentration dans l'air.....	35
1.4.2.5	Concentration dans l'eau de surface et le poisson	35
1.4.2.6	Concentration dans le lait maternel	36
1.4.3	Estimation de l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires	36
1.4.4	Données utilisées	37
1.4.4.1	Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	37
1.4.4.2	Estimation de l'exposition humaine	38
1.4.5	Résultats.....	41
1.4.5.1	Concentrations moyennes estimées dans le sol, l'air et l'eau de surface.....	41
1.4.5.2	Risque de cancer pour chaque HEI résultant de l'épandage de biosolides.....	45
1.4.6	Critique de cette évaluation de risque.....	46
1.5	ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES MINÉRALES : RISQUES LIÉS AUX MÉTAUX ET AUX DIOXINES/FURANNES	47
1.5.1	Caractéristiques des matières fertilisantes et scénarios d'épandage et d'exposition	48
1.5.2	Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments.....	50
1.5.2.1	Concentration dans le sol.....	50
1.5.2.2	Modélisation de la chaîne alimentaire	51
1.5.2.3	Concentration dans l'air.....	53
1.5.2.4	Concentration dans l'eau de surface	54
1.5.3	Estimation de l'exposition des HEI	54
1.5.4	Estimation du risque	56
1.5.5	Données utilisées	57
1.5.5.1	Paramètres relatifs à l'estimation de la contamination des aliments	57
1.5.5.2	Paramètres relatifs à l'estimation de l'exposition.....	59
1.5.5.2.1	Ingestion accidentelle de matières fertilisantes.....	59
1.5.5.2.2	Taux d'ingestion d'aliments et de sol	59
1.5.5.2.3	Autres paramètres utilisés pour estimer l'exposition humaine	61
1.5.5.3	Doses de référence et facteurs de risque de cancer.....	62
1.5.6	Résultats.....	62
1.5.7	Critique de cette évaluation de risque.....	64
1.6	CONCLUSION	64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau V-1. Caractéristiques des biosolides de papetières et scénarios d'épandage utilisés dans l'évaluation de risque américaine	3
Tableau V-2. Scénario d'exposition des MEI et de la population en général lorsque les biosolides sont appliqués sur sol agricole.....	4
Tableau V-3. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F apportés dans les sols agricoles par les biosolides de papetière	8
Tableau V-4. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion	10
Tableau V-4 (suite). Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion	11
Tableau V-5. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par inhalation de vapeurs et particules	12
Tableau V-6. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par contact cutané	13
Tableau V-7. Doses d'exposition aux TCDD/F et risques d'excès de cancer associés à la valorisation agricole de biosolides de papetières selon U.S.EPA, 1990.....	14
Tableau V-8. Voies d'exposition considérées ¹ et description des différents récepteurs (HEI) dans l'évaluation de risques liés aux métaux apportés par les biosolides municipaux	17
Tableau V-9. Algorithmes utilisés pour estimer la charge cumulée maximale de métaux (CCM, kg/ha), la concentration maximale dans les biosolides (CMA _b , mg/kg), ou la charge annuelle maximale de métaux (CAM, kg/ha-an) acceptables pour la santé humaine	21
Tableau V-10. Pentés d'absorption des métaux provenant des biosolides par les plantes et type de données utilisées par l'U.S.EPA	24
Tableau V-11. Pentés d'absorption des métaux par les animaux à partir de l'alimentation (mg/kg m.s. tissu)/(mg/kg m.s. aliments)	24
Tableau V-12. Valeurs des paramètres généraux relatifs aux HEI	25
Tableau V-13. Fraction d'aliments ingérés utilisée par l'U.S. EPA (1992).....	26
Tableau V-14. Taux d'ingestion de denrées alimentaires (g m.s./jour) utilisés par l'U.S.EPA (1992)	27
Tableau V-15. Valeurs des RfD ou RDA utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration.....	28
Tableau V-16. Doses d'exposition dues aux bruits de fond utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration	28
Tableau V-17. Charges cumulées maximales de métaux (CCM) et concentrations maximales de métaux acceptables dans les biosolides (CMA _b) obtenues par l'évaluation de risques de l'U.S.EPA.....	30
Tableau V-18. Concentrations de PCDD, PCDF et BPC coplanaires utilisées dans l'évaluation de risque américaine concernant les biosolides municipaux.....	33
Tableau V-19. Scénario d'exposition et définition des individus fortement exposés (HEI).....	34
Tableau V-20. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires apportés par les biosolides municipaux	36
Tableau V-21. Pentés d'absorption des PCDD/F et BPC pour les animaux à partir du fourrage (voie #4) et du biosolide ¹ (voie #5).....	38
Tableau V-22. Valeurs de paramètres relatifs aux HEI	39
Tableau V-23. Taux d'ingestion de denrées alimentaires et fraction des denrées cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides	40
Tableau V-24. Taux d'ingestion de produits "maison"	41
Tableau V-25. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel	41

Tableau V-26. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans le sol par l'U.S.EPA.....	43
Tableau V-27. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'eau de surface par l'U.S.EPA	44
Source : Abt Associates Inc, 1999	44
Tableau V-28. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'air par l'U.S.EPA.....	45
Tableau V-29. Risques de cancer pour chaque HEI résultant de l'application de biosolides sur différents types de sites, selon l'U.S.EPA	46
Tableau V-30. Estimation des charges annuelles de métaux apportées sur les sols agricoles américains par les matières fertilisantes minérales	49
Tableau V-31. Teneurs en dioxines/furannes dans les matières fertilisantes américaines.....	49
Tableau V-32. Taux d'application des matières fertilisantes exprimées en principe actif.....	50
Tableau V-33. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition humaine aux contaminants apportés par les matières fertilisantes	55
Tableau V-34. Pentas d'absorption moyennes des métaux par les plantes ¹	57
Tableau V-35. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination des bovins par ingestion..	57
Tableau V-36. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation des métaux et dioxines/furannes.....	58
Tableau V-37. Paramètres d'exposition par ingestion accidentelle de matières fertilisantes	59
Tableau V-38. Fraction de denrées alimentaires produites sur place et supposées contaminées.....	60
Tableau V-39. Taux d'ingestion de sol et d'aliments par les enfants et les adultes.....	61
Tableau V-40. Paramètres généraux utilisés pour estimer l'exposition.....	61
Tableau V-41. Valeurs des doses de référence et des facteurs de risque de cancer	62
Tableau V-42. Risque posé par l'arsenic	63
Tableau V-43. Risque d'excès de cancer dû à la présence de dioxines/furannes dans les matières fertilisantes.....	64

ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ

Ce chapitre consiste en deux principales sections. La première est une revue des évaluations de risques relatives à l'utilisation de matières fertilisantes (MRF et engrais minéraux) en milieu agricole. La deuxième section présente l'évaluation des risques à la santé dus au cadmium et aux dioxines/furannes pouvant être présents dans les MRF valorisées en milieu agricole au Québec.

1. REVUE DES ÉVALUATIONS DES RISQUES À LA SANTÉ HUMAINE LIÉS À L'UTILISATION DE MATIÈRES FERTILISANTES

1.1 Introduction

Quelques évaluations du risque à la santé lié à l'utilisation de divers matières fertilisantes ont été réalisées aux États-Unis, mais aucune évaluation de risque relative à l'utilisation des biosolides provenant d'autres pays n'a été trouvée¹. Les quatre évaluations du risque que nous avons consultées concernent :

- Le risque à la santé humaine et l'environnement (oiseaux, faune terrestre et faune aquatique) lié à l'épandage et à l'enfouissement de biosolides de papetières issus de procédés utilisant des composés chlorés pour blanchir la pâte kraft ou bisulfite (risque lié à la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) et au 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne (TCDF) (U.S.EPA, 1990).
- Le risque à la santé humaine et sur l'environnement (animaux terrestres, plantes) lié à l'épandage, à l'enfouissement ou à l'incinération de biosolides d'épuration (risque lié aux métaux) (U.S.EPA, 1992a).
- Le risque à la santé humaine lié à l'épandage, à l'enfouissement ou à l'incinération de biosolides d'épuration (risque lié aux dioxines, furannes et BPC coplanaires) (Abt Associates Inc, 1999).
- Le risque à la santé humaine lié à l'utilisation de diverses matières fertilisantes minérales (risque lié aux métaux et aux dioxines/furannes) (U.S.EPA, 1999a).

Lorsque l'évaluation des risques à la santé humaine liés à la valorisation agricole des biosolides² de papetières (U.S.EPA, 1990) a été réalisée, les procédés industriels de blanchiment étaient encore largement basés sur l'utilisation de composés chlorés, ce qui conduisait à la formation de dioxines/furannes en quantité importante et à leur présence dans les biosolides de papetières à

¹ La recherche a été limitée par la barrière de la langue (anglais et français seulement)

² Le terme « boue » était utilisé dans le document original. Il n'est pas précisé s'il s'agit de boues primaires, secondaires ou mixtes.

des concentrations élevées (moyenne = 327 ng/kg (2,3,7,8-TCDD) et 360 ng/kg (2,3,7,8-TCDF/kg), et jusque 680 ng 2,3,7,8-TCDD/kg dans les échantillons cités par (U.S.EPA, 1990)). Il s'avère difficile de tenir compte des résultats de cette évaluation de risque car le risque a été estimé pour des « pires scénarios ». De plus, les procédés de blanchiment actuellement utilisés au Québec ne conduisent plus à une formation importante de dioxines/furannes (la concentration moyenne dans les biosolides de papetières valorisés au Québec en 1999 était inférieure à 3 ng EQT/kg (Charbonneau et coll., 2000)). Toutefois, nous avons voulu donner une brève description de la méthodologie, des données utilisées et des résultats obtenus lors de cette étude (section V-1.2).

Depuis plusieurs années, les biosolides municipaux (définis aux États-Unis comme « les boues de station d'épuration ayant reçu au moins un traitement secondaire et les boues de fosses septiques ») sont utilisés aux États-Unis comme matière fertilisante en agriculture, en sylviculture, en aménagement paysager ou pour la revégétalisation de sites dégradés. Une importante évaluation de risque a été menée au début des années 1990 dans l'objectif de dériver des critères acceptables vis-à-vis de la santé humaine et de l'environnement quant à la qualité (en terme de contamination par des métaux et des composés organiques) des biosolides valorisables comme matières fertilisantes (U.S.EPA, 1992). Cette évaluation a conduit à la sélection de critères d'acceptabilité des biosolides (concentrations maximales en contaminants) et de limites maximales de charges de contaminants pouvant être apportées par parcelle réceptrice (pour les métaux seulement, bien que cette évaluation aie aussi porté sur quelques composés organiques). Ces critères sont ceux présentés dans la réglementation fédérale CFR 503 (Federal Register, 1993, section I-2.1.1.1).

Cette première évaluation, considérée comme préliminaire pour les composés organiques, a été suivie d'une seconde évaluation, portant uniquement sur le risque à la santé humaine lié à l'apport dans l'environnement de dioxines, furannes et BPC coplanaires (composés « dioxin-like ») par l'épandage, l'enfouissement ou l'incinération de biosolides municipaux (Abt Associates Inc, 1999). L'approche utilisée lors de cette évaluation est différente de la précédente car l'objectif était d'estimer le risque à la santé humaine lié à l'utilisation de biosolides municipaux dont la concentration en dioxines, furannes et BPC coplanaires est égale au 95^{ème} centile des concentrations retrouvées dans les biosolides municipaux américains (selon une étude nationale menée en 1989). Les risques estimés ayant été jugés acceptables par les autorités, un amendement à la réglementation CFR 503 a été proposé le 23 décembre 1999 pour ajouter un critère (égal à la concentration 95^{ème} centile mesurée dans les biosolides municipaux) relatif à la concentration de dioxines, furannes et BPC coplanaires dans les biosolides municipaux valorisables comme matière fertilisante.

Enfin, une évaluation des risques à la santé réalisée récemment par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1999a) porte sur les matières fertilisantes minérales incluant des MRF telles que les poussières de cimenterie. Le risque lié à l'apport de métaux et de dioxines/furannes a été estimé pour la santé humaine et l'environnement. Cette évaluation de risque est particulièrement intéressante du point de vue méthodologique car elle intègre la variabilité des paramètres utilisés (simulation Monte-Carlo).

Cette revue des évaluations de risque a pour objectif de présenter les méthodologies utilisées aux États-Unis pour l'estimation du risque lié à l'apport de contaminants, par les matières fertilisantes, dans le système agricole. Elle permettra aussi au lecteur d'avoir une vue d'ensemble de la base scientifique de la réglementation américaine, qui est souvent citée comme référence.

Pour faciliter la compréhension et la lecture, nous avons harmonisé, lorsque possible, les termes et les abréviations utilisées. Nous avons également parfois mentionné (sous forme de notes) les points qui nous semblaient obscures, mais nous sommes restées fidèles aux textes originaux.

1.2 Évaluation du risque lié à l'utilisation de biosolides de papetières issus de procédés de blanchiment de pâtes kraft et de pâtes bisulfites à base de composés chlorés : risque lié aux 2,3,7,8-TCDD/F

Le risque à la santé lié à la 2,3,7,8-TCDD et au 2,3,7,8-TCDF présents dans les biosolides de papetières utilisant le chlore comme agent de blanchiment a été estimé par l'U.S.EPA en 1990 pour la santé humaine et l'environnement (U.S.EPA, 1990). Le risque lié aux autres congénères de dioxines/furannes n'a pas été estimé.

1.2.1 Caractéristiques des biosolides et scénarios d'épandage et d'exposition

A l'époque où cette évaluation de risque a été réalisée, l'épandage de biosolides de papetières sur sol agricole était pratiqué dans deux États, l'épandage en forêt dans trois États et l'épandage sur des sites miniers dans deux États. Nous ne reprendrons ici que la méthodologie relative à l'estimation du risque lié à l'utilisation de ces biosolides comme matières fertilisantes en agriculture. Les scénarios d'épandage sur sol agricole et les niveaux de contamination des biosolides utilisés sont décrits dans le tableau V-1.

Tableau V-1. Caractéristiques des biosolides de papetières et scénarios d'épandage utilisés dans l'évaluation de risque américaine

Paramètre	Site d'application agricole	
	Mississippi	Pennsylvanie
Taux d'application (t m.s./ha)	58	18
Années de traitement	70	20
Profondeur d'incorporation (m)	0,15	
Concentration de TCDD dans les biosolides (ng/kg) ¹	681	34
Concentration de TCDF dans les biosolides (ng/kg) ¹	0	10
Concentration TCDD dans le sol après 70 ans (ng/kg) ²	330	4
Concentration TCDF dans le sol après 70 ans (ng/kg) ²	0	1

¹ Unité non indiquée dans le document.

² La contamination du sol a été estimée comme [apport de contaminant/(masse de sol + masse de biosolides apportée)].

Le risque à la santé a été estimé pour les individus les plus fortement exposés (MEI, mostly exposed individual), c'est-à-dire les personnes qui vivent à proximité des sites traités, et pour la population en général. Les scénarios d'exposition sont résumés dans le tableau V-2.

Tableau V-2. Scénario d'exposition des MEI et de la population en général lorsque les biosolides sont appliqués sur sol agricole

Voies d'exposition 2,3,7,8-TCDD/F	Population générale	MEI	Sites d'application
Ingestion d'eau de surface contaminée	✓	✓	Sites agricoles, sites forestiers et sites miniers en revégétalisation
Ingestion de poisson contaminé (eau de surface)	✓	✓	Sites agricoles, sites forestiers et sites miniers en revégétalisation
Ingestion de denrées alimentaires contaminées (végétaux et animaux contaminés par les végétaux)	✓	✓	Site agricole
Contact cutané avec les sols traités (extérieur et intérieur)		✓	Site agricole
Ingestion de sol traité par les enfants et les adultes		✓	Site agricole
Inhalation de vapeurs provenant des zones traitées		✓	Site agricole
Inhalation de particules de sol traité remises en suspension lors de l'application		✓	Site agricole

1.2.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments

1.2.2.1 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans le sol

La concentration de contaminant dans le sol a été déterminée en considérant la profondeur d'incorporation, le taux d'application du biosolide, la concentration dans le biosolide, la densité du sol et la concentration de départ dans le sol³ :

$$C_{\text{sol}} = \frac{TAA \times C_{\text{bios}} + MSH \times C_{\text{sol},i}}{MSH + TAA} \times 10^6$$

où

C_{sol} = Concentration de contaminant dans le sol après l'épandage annuel (mg/kg)

TAA = Taux annuel d'application de biosolide (kg/ha-an)

C_{bios} = Concentration de contaminant dans le biosolide (ng/kg)

MSH = Masse de sol par hectare sur la profondeur d'incorporation (kg/ha)

$C_{\text{sol},i}$ = Concentration de contaminant dans le sol avant l'épandage (mg/kg)

10^6 = Conversion de kg/kg en mg/kg

³ L'équation présentée dans le document original présente une erreur car le facteur de conversion est appliqué uniquement à TAA x C_{bios} .

La concentration dans le sol utilisée pour le reste des calculs est la concentration moyenne sur 70 ans d'application. Les pertes de contaminants ne sont pas prises en compte.

1.2.2.2 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans les plantes

La contamination des plantes a été estimée en multipliant la concentration dans le sol par un facteur d'absorption (égal au ratio de la concentration dans la plante sur la concentration dans le sol). Il n'est pas précisé dans le rapport si ce coefficient tient compte de l'absorption racinaire et/ou de l'absorption foliaire.

1.2.2.3 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans les produits animaux autres que le poisson

Les animaux sont contaminés par ingestion de plantes elles-mêmes contaminées de façon externe (composés qui adhèrent à la surface) et interne (composés absorbés). La concentration moyenne de contaminant dans l'alimentation des animaux est donc estimée à partir de la concentration dans les plantes et de la concentration dans le biosolide (ingestion directe) :

$$C_{\text{alim}} = \sum_{j=1}^n (F_j \times C_j) + F_b \times C_{\text{bios}}$$

où

C_{alim} = Concentration de contaminant dans l'alimentation de l'animal

F_j = Fraction de l'alimentation qui correspond à la plante j

C_j = Concentration dans la plante j (mg/kg)

F_b = Fraction de l'alimentation qui correspond au biosolide (adhérant sur les plantes)

C_{bios} = Concentration dans le biosolide (mg/kg)

La concentration de contaminant dans le tissu ou le produit animal est déterminée comme :

$$CW_k = C_{\text{alim}} \times PA_k$$

où

CW_k = Concentration de contaminant dans le produit animal k (mg/kg de m.f.)

PA_k = Pente d'absorption entre l'alimentation de l'animal et le tissu animal (mg/kg de m.f. par mg/kg de m.s. d'alimentation)

1.2.2.4 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans l'eau et le poisson

1.2.2.4.1 Eau

La contamination de l'eau souterraine n'a pas été modélisée dans le cadre de l'épandage des biosolides car le risque de contamination de l'eau souterraine par cette pratique serait moindre que celui dû à l'enfouissement, et l'évaluation de risques effectuée en regard de l'enfouissement a montré que le risque lié à l'ingestion d'eau souterraine était négligeable comparé aux autres

voies d'exposition.

La contamination de l'eau de surface a été estimée à partir de l'équation universelle de pertes de sol qui permet d'estimer les pertes de sol par érosion. Cette équation tient compte (i) des précipitations et du taux de ruissellement, (ii) de l'érodibilité du sol, (iii) de la pente du terrain, (iv) de l'effet de la pente sur les pertes par érosion, (v) de la couverture végétale et (vi) de la présence de structure entourant le terrain. Un facteur tenant compte de la redéposition des sédiments sur le sol situé entre la zone traitée et le cours d'eau est ensuite appliqué pour estimer, finalement, l'apport de sol provenant de la zone traitée dans le cours d'eau. Ce facteur est différent pour les zones traitées et les zones non traitées du bassin versant. Ces estimations nécessitent de travailler sur un site défini et de connaître de nombreuses données environnementales relatives au bassin versant. Les valeurs utilisées pour ces calculs ne sont pas fournies dans le rapport de l'U.S.EPA. La concentration de TCDD dans l'eau obtenue par cette approche ($4,3 \times 10^{-10}$ ng/kg, après partage eau/sédiment) a été comparée par les auteurs à celle obtenue avec une autre approche⁴ ($5,1 \times 10^{-9}$ à $5,7 \times 10^{-12}$ ng/kg, selon que le débit du cours d'eau est faible ou fort, respectivement).

1.2.2.4.2 Poisson

La contamination de la chair de poisson est estimée à l'aide de facteurs de bioconcentration (FBC). Les 2,3,7,8-TCDD/F étant fortement adsorbés aux sédiments, l'U.S.EPA a considéré qu'il était plus réaliste d'estimer la contamination du poisson à partir d'un FBC basé sur la concentration dans les sédiments⁵ plutôt qu'à partir d'un BCF basé sur la concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dissous dans l'eau. La concentration dans le filet de poisson est estimée égale à la moitié de la concentration dans le poisson complet. Le FBC utilisé dans cette analyse de risque est exprimé en matière sèche de poisson.

1.2.2.5 Concentration de 2,3,7,8-TCDD/F dans l'air

La contamination de l'air a été estimée pour les particules et pour les composés volatilisés.

1.2.2.5.1 Particules

La remise en suspension des particules totales par l'érosion éolienne a été décrite par une équation proposée par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1988) qui permet de tenir compte de la vitesse du vent et de la couverture végétale du sol :

$$E = 0,036 \times (1 - v) \left(\frac{U_m}{U_t} \right)^3 F(x)$$

⁴ Cette approche est décrite dans l'évaluation des risques liés aux biosolides municipaux (section V-1.3).

⁵ FBC = Concentration dans le poisson / concentration dans les sédiments.

où

E = Taux d'émission (g/m²-hr)

V = Couverture végétale (fraction)

U_m = Vitesse du vent (m/sec)

U_t = Seuil de la vitesse du vent (vitesse à 7 m de hauteur nécessaire pour initier l'érosion)

F(x) = Fonction spécifique du modèle (décrit par EPA 1088a), estimée comme $x = 0,886 (U_t/U_m)$. Une fois x estimé, la valeur F(x) est estimée à partir d'un graphe présenté dans EPA 1988a.

La quantité de contaminant émise (Q_e, en mg/sec) est ensuite estimée en multipliant E par la concentration dans le sol (mg/g) et par la surface traitée (m²). La concentration de contaminant dans les particules sur le site (extérieur) est estimée comme :

$$C_{out} = \frac{Q_e}{L \times MH \times V}$$

où

C_{out} = Concentration de contaminant dans les particules sur le site (mg/m³)

Q_e = Quantité de contaminant émise dans les particules (mg/sec)

L = Longueur d'un coté du site traité (m)

MH = Hauteur de mélange (1,5 m)

V = Vitesse du vent à la hauteur de mélange (m/sec), supposé 2,2 m/sec

La concentration de contaminant dans les poussières intérieures (C_{in}, mg/m³) est estimée en multipliant C_{out} par le ratio des concentrations de particules intérieur/extérieur et par le ratio des concentrations dans les poussières intérieures/sol extérieur.

1.2.2.5.2 Vapeurs

La dispersion des particules et des vapeurs n'a pas été modélisée (l'exposition des individus est calculée comme si les individus vivaient directement sur le site).

1.2.3 Estimation de l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F

Les algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des MEI via l'ingestion de sol, le contact cutané, l'ingestion de denrées alimentaires, l'ingestion d'eau, et l'inhalation de vapeurs et de particules sont présentés dans le tableau V-3. Les approches utilisées pour estimer l'exposition sont décrites ici brièvement.

Tableau V-3. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des MEI aux 2,3,7,8-TCDD/F apportés dans les sols agricoles par les biosolides de papetière

Voie d'exposition	Définition des variables
Ingestion de denrées alimentaires contaminées $D_j = \sum CW_j \times FC_j \times I_j \times B_j \times 10^{-6}$ $D_k = \sum CW_k \times FC_{kj} \times I_{kj} \times B_k \times 10^{-6}$ $D_{alim} = D_j + D_k$	D_{alim} = Dose reçue par ingestion de denrées contaminées (végétaux + animaux) (mg/kg-j) D_j = Dose reçue par ingestion de végétaux contaminées (mg/kg-j) D_k = Dose reçue par ingestion de produits animaux contaminés (mg/kg-j) CW_j = Concentration de TCDD ou TCDF dans la plante j (mg/kg m.f.) CW_k = Concentration de TCDD ou TCDF dans le produit animal k (mg/kg m.f.) B_j = Biodisponibilité du contaminant lorsqu'apporté par la plante j (sans unité) B_k = Biodisponibilité du contaminant lorsqu'apporté par le produit animal k (sans unité) I_j = Taux d'ingestion de la plante j (mg m.f./kg-j) I_k = Taux d'ingestion du produit animal k (mg m.f./kg-j) FC_j = Fraction de plant j contaminée par les biosolides FC_k = Fraction de produit animal k contaminé par les biosolides
Ingestion directe de biosolide $D_{b,g} = \frac{(C_e \times I_s \times F_e) + (C_i \times I_s \times F_i)}{PC} \times AB_g \times 10^{-3}$ $D_{b,moy} = \sum DE_g \times D_{b,g}$	$D_{b,g}$ = Dose journalière par tranche d'âge (mg/kg-j) C_e = Concentration de TCDD ou TCDF dans le sol à l'extérieur (mg/kg m.s.) C_i = Concentration de TCDD ou TCDF dans les poussières intérieures (mg/kg) I_s = Taux d'ingestion de sol par tranche d'âge (g/j) F_i = Fraction de sol ingéré à l'extérieur D_{moy} = Dose moyenne sur la durée de vie (mg/kg-j)
Inhalation de particules contaminées et de vapeurs $D_{inh,e} = \frac{(RC_e \times F_i \times AB_p \times H_e) + (RC_e \times F_{gi} \times AB_{gi} \times H_e)}{PC} \times Inh$ $D_{inh,i} = \frac{(RC_i \times F_i \times AB_p \times H_i) + (RC_i \times F_{gi} \times AB_{gi} \times H_i)}{PC} \times Inh$ $D_{inh} = \sum (D_{inh,i} + D_{inh,e}) \times DE_g$	$D_{inh,moy}$ = Dose moyenne journalière sur la durée de vie (mg/kg-j) $D_{inh,e}$ = Dose reçue à l'extérieur, par groupe d'âge $D_{inh,i}$ = Dose reçue à l'intérieur, par groupe d'âge (mg/kg-j) AB_p = Absorption systémique par le poumon F_i = Fraction de particules respirées retenues dans le poumon F_{gi} = Fraction de particules respirées qui sont avalées Inh = Taux d'inhalation moyen par groupe d'âge (m³/j) RC_e = Concentration de particules respirables à l'extérieur (mg/m³) RC_i = Concentration de particules respirables à l'intérieur (mg/m³) H_e = Nombre d'heures passées à l'extérieur H_i = Nombre d'heures passées à l'intérieur DE_g = Fraction de la durée de vie correspondant à chaque tranche d'âge
Contact cutané $D_{cut,g} = \frac{(C_e \times CR_e \times SA_e \times H_e) + (C_i \times CR_i \times SA_i \times H_i)}{PC} \times AB_d \times M$ $D_{moy} = \sum DE_g \times D_{cut,g}$	$D_{cut,moy}$ = Dose moyenne sur la durée de vie (mg/kg-j) AB_d = Taux d'absorption systémique à travers la peau PC = Poids corporel C_e = Concentration de TCDD ou TCDF dans le sol à l'extérieur C_i = Concentration de TCDD ou TCDF dans le sol à l'intérieur CR_i = Taux de contact de la peau avec le sol à l'extérieur (mg/cm²) CR_e = Taux de contact de la peau avec le sol à l'extérieur (ms/cm²) H_i = Nombre d'heures passées à l'intérieur, par groupe d'âge H_e = Nombre d'heures passées à l'extérieur, par groupe d'âge SA_i = Surface de peau exposée au sol à l'intérieur, par groupe SA_e = Surface de peau exposée au sol à l'extérieur, par groupe M = Effet de la matrice sur le taux d'absorption (%) DE_g = Fraction de la durée de vie qui correspond à la tranche
Ingestion d'eau de surface $D_{es} = \frac{C_{es} \times I_{es} \times B_{es}}{PC}$	D_{es} = Dose apportée par l'ingestion d'eau de surface (mg/kg-j) I_{es} = Taux d'ingestion d'eau de surface (L/j) C_{es} = Concentration dans l'eau de surface (mg/L) B_{es} = Biodisponibilité de TCDD ou TCDF présents dans l'eau ingérée
Ingestion de poisson contaminé par l'eau de surface	D_{pois} = Dose apportée par l'ingestion de poisson (mg/kg-j) I_{pois} = Taux d'ingestion de poisson pêché localement (g/j) C_{pois} = Concentration dans le poisson (mg/g) B_{pois} = Biodisponibilité de 2,3,7,8-TCDD/F

Voie d'exposition	Définition des variables
$D_{\text{pois}} = \frac{C_{\text{pois}} \times I_{\text{pois}} \times B_{\text{pois}}}{PC}$	

L'exposition par ingestion alimentaire regroupe l'ingestion de végétaux et de produits animaux. Les animaux sont contaminés par ingestion de sol et d'aliments contaminés. Le sol représente entre 1,5 et 10% de l'alimentation des bovins. L'exposition humaine par ingestion de produits animaux (sauf poisson) est estimée à partir de la concentration de dioxines/furannes dans les matières grasses. Les teneurs en matière grasse de la viande, les coefficients d'absorption des dioxines/furannes par les plantes, les facteur de bioconcentration, le taux de consommation des aliments par les animaux et la biodisponibilité des 2,3,7,8-TCDD/F pour l'humain sont présentées dans la section " données utilisées ".

L'ingestion directe de biosolides représente l'ingestion de sols et de poussières présents sur les mains, la nourriture, les objets mis en bouche (enfants) et les cigarettes. La différence de concentration dans le sol extérieur et les poussières intérieures est prise en compte. L'absorption gastro-intestinale est également intégrée dans le calcul.

L'exposition par inhalation concerne l'inhalation de particules et de vapeurs.

L'exposition par ingestion d'eau de surface et de poisson suppose que l'individu ne boit que de l'eau contaminée et ne consomme que du poisson contaminé.

L'exposition par contact cutané a été estimée en prenant en considération l'évolution du taux de contact avec le sol en fonction de l'âge, la présence annuelle de l'individu à l'intérieur/extérieur de son habitation, et la biodisponibilité.

1.2.4 Données utilisées

Les valeurs indiquées dans les tableaux V-4 à V-6 sont les valeurs maximales des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer le risque maximal encouru par la population et les individus les plus exposés (MEI).

Tableau V-4. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion

Voie d'exposition / Paramètre	Population exposée	Individus les plus exposés (MEI)
<i>Ingestion de denrées alimentaires (incluant poisson)¹</i>		
Teneur en matières grasses (%)		
Bœuf	13	13
Lait	4	4
Porc	8	8
Poulet	10	10
Concentration dans le filet de poisson (% de la concentration dans le poisson total)	50	50
% de la pêche sportive dans la population	3,7	N.S.
Ratio poisson/sédiment	10	10
Coefficient d'absorption par les plantes (blé, maïs, herbe, soya)	0,15	0,15
BCF		
Filet de poisson	5	5
Graisse bœuf	6	6
Graisse lait	5	5
Graisse porc	6	6
Graisse poulet	6	6
Biodisponibilité (fraction) pour l'homme par ingestion de :		
Blé	0,70	0,70
Maïs	0,70	0,70
Bœuf	0,95	0,95
Produits laitiers	0,95	0,95
Porc	0,95	0,95
Poulet	0,95	0,95
Soya	0,70	0,70
Poisson	0,95	0,95
Proportion de production maison (%)		
Grains	N.A.	2
Légumineuses	N.A.	17
Lait	N.A.	40
Viande	N.A.	44
Volaille, poisson	N.A.	34
Taux d'ingestion (mg/kg-j)		
Blé	N.S.	1031
Maïs	N.S.	693
Graisse bœuf	N.S.	191
Graisse produits laitiers	N.S.	1424
Graisse porc	N.S.	145
Graisse poulet	N.S.	508
Huile soya	N.S.	1359
Poisson	16 – 48 g/j ²	100 g/j

Tableau V-4 (suite). Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par ingestion

Voie d'exposition / Paramètre	Population exposée	Individus les plus exposés (MEI)
<i>Ingestion de sol</i>		
Taux d'ingestion de sol contaminé par l'application de biosolides (mg/j)		
Enfants	200	800
Adultes	100	100
Proportion de sol ingéré provenant de l'extérieur (%)		
Enfants ²	0,875 – 0,930	1,0
Adultes	1,0	1,0
Taux d'absorption par le tractus GI	0,55	0,70
Ratio concentration intérieur/extérieur	0,85	0,85
<i>Ingestion d'eau¹</i>		
Couverture végétale du site	0	0
% carbone organique dans le sol	0,001	0,001
Consommation d'eau (L/j)	2	2
Fraction d'eau contaminée	1,0	1,0
Ratio poisson/sédiment	10	10
Taux d'absorption du contaminant (%)	100	100
Population desservie par l'eau de surface (%)	46	N.S.
% de la pêche sportive dans la population	3,7	N.S.

¹ D'autres données utilisées pour estimer la proportion de denrées contaminées sont fournies dans le document original. Comme les calculs utilisés pour ces estimations ne sont pas repris ici, nous ne les avons pas spécifiées.

² Valeurs pour : non pêcheur - pêcheur sportif

n.a. ne s'applique pas

n.s. non spécifié

Tableau V-5. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par inhalation de vapeurs et particules

Paramètre	Population exposée	Individus les plus exposés
% de particules provenant du sol traité	50	50
% particules respirables		90
Particules allant dans le poumon (fraction particules inhalées)	1/3	1,0
Particules allant dans le tractus GI (fraction particules inhalées)	5/6	0,0
Taux d'absorption pulmonaire	1,0	1,0
Taux d'absorption intestinale	0,55	n.a.
Heures/jour et jours passés à l'intérieur		
Jeunes enfants	16 hr/j, 130 j + 24 hr/j, 235 j	12 hr/j, 182 j + 24 hr/j, 182 j
Enfants plus âgés	16 hr/j, 365 j	12 hr/j, 152 j + 24 hr/j, 213 j
Adultes	12 hr/j, 130j + 24 hr/j, 235j, 12 hr/an (grenier)	12 hr/j, 130j + 24 hr/j, 235j 12hr/an (grenier)
Heures/jour et jours passés à l'extérieur		
Jeunes enfants	12 hr/j, 182 j	12 hr/j, 182 j
Enfants plus âgés	12 hr/j, 152 j	12 hr/j, 152 j
Adultes	12 hr/j, 130 j	12 hr/j, 130 j
Ratio concentration particules intérieur/extérieur	0,85	0,85
Ratio concentration contaminant intérieur/extérieur	1,0	1,0

Tableau V-6. Valeurs des paramètres utilisés par l'U.S.EPA pour estimer l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F par contact cutané

Paramètre	Population exposée typique	Individus les plus exposés (MEI)
Taux de contact avec les poussières intérieures (mg/cm ²)		
Enfants ¹	0,06	0,06
Adultes ²	0,06	0,06
Taux de contact cutané, extérieur (mg/cm ²)		
Enfants ¹	1,5	1,5
Adultes	3,5	3,5
Ratio concentration intérieur/extérieur	0,85	0,85
Temps passé à l'intérieur (hr)		
Enfants ¹	6570-4380	6570-4380
Adultes ²	6570-72	6570-72
Temps passé à l'extérieur (hr)		
Enfants ¹	2190	2190
Adultes	1565	1565
Surface de peau exposée à l'intérieur		
Enfants ¹	1000-825	2800-3200
Adultes	1700	2940
Surface de peau exposée à l'extérieur (cm ²)		
Enfants ¹	2800-3200	2800-3200
Adultes	2940	2940
Biodisponibilité à travers la peau (hr ⁻¹)		
Enfants ¹	0,024	0,024
Adultes	0,012	0,012
Biodisponibilité à partir du sol	15%	15%

¹ La première valeur correspond aux jeunes enfants et la seconde aux enfants plus âgés. Lorsqu'il n'y a qu'une valeur, elle représente les deux situations.

² La première valeur correspond à l'espace de vie, la seconde au grenier (« attic »).

1.2.5 Résultats

Le risque de cancer lié à l'exposition aux 2,3,7,8-TCDD/F est le facteur de risque de cancer de la 2,3,7,8-TCDD, soit $1,5 \times 10^5$ (mg/kg-j)⁻¹. Un facteur d'équivalence toxique de 0,1 a été appliqué pour estimer le risque de cancer lié à l'exposition au 2,3,7,8-TCDF. Le risque total a donc estimé comme suit :

$$\text{Risque} = (\text{dose exposition à 2,3,7,8 - TCDD} + 0,1 \times \text{dose exposition à 2,3,7,8 - TCDF}) \times 1,5 \times 10^5$$

Le risque a été estimé pour les individus les plus exposés et pour la population. Cependant, la quantité de TCDD/F apportée dans les sols n'est pas clairement identifiée (il n'est pas précisé s'il s'agit du scénario agricole Mississippi ou de celui de Pennsylvanie). Les résultats sont présentés

dans le tableau V-7.

Selon cette évaluation de risque, la valorisation agricole de biosolides de papetières utilisant des procédés de blanchiment au chlore conduirait à un excès de risque de cancer compris entre 2 cas sur 100 personnes et 6 cas sur 10 millions de personnes dans le cadre du pire scénario (MEI), et entre 7 cas sur 1 million de personnes et 2 cas sur 100 millions de personnes dans le cadre de l'exposition de la population générale. Si l'exposition par les différentes voies d'exposition est estimée (somme des risques estimés pour chaque voie, pour un pêcheur sportif), le risque varie entre 1 cas de cancer sur 34 personnes et entre 14 cas de cancer sur un million de personnes (MEI et population typique, respectivement).

Pour les personnes les plus fortement exposées (6^{ème} colonne du tableau V-7), la voie d'exposition la plus à risque est l'ingestion d'aliments contaminés (viande et végétaux, poisson), suivie de l'ingestion de sol, du contact cutané, de l'ingestion d'eau de surface et de l'inhalation de vapeurs. Le risque le plus élevé pour l'ensemble de la population générale qui sont exposés (5^{ème} colonne) est lié à l'inhalation et au contact cutané. Pour la population en général, le risque le plus élevé ramené à la population exposée (voir note 1 du tableau) est lié à l'ingestion alimentaire (viandes, végétaux et poisson) et à l'ingestion d'eau.

Tableau V-7. Doses d'exposition aux TCDD/F et risques d'excès de cancer associés à la valorisation agricole de biosolides de papetières selon U.S.EPA, 1990

Voie d'exposition	Taille de la population exposée ¹	Dose d'exposition (mg/kg-j)		Risque de cancer	
		Population	MEI	Population	MEI
Ingestion de denrées contaminées	240 000 000	7×10^{-14}	7×10^{-8}	2×10^{-8}	2×10^{-2}
Ingestion de poisson	6 100 000	2×10^{-13}	1×10^{-8}	5×10^{-8}	4×10^{-3}
Ingestion de poisson (pêche sportive)	224 000	1×10^{-12}	$1,10^{-8}$	4×10^{-7}	4×10^{-3}
Contact cutané	40	1×10^{-11}	6×10^{-10}	3×10^{-6}	2×10^{-4}
Ingestion de sol	40	1×10^{-12}	2×10^{-9}	4×10^{-7}	4×10^{-4}
Inhalation de vapeurs	40	3×10^{-11}	7×10^{-11}	7×10^{-6}	2×10^{-5}
Inhalation de particules	40	1×10^{-11}	2×10^{-11}	3×10^{-6}	5×10^{-6}
Ingestion d'eau de surface	2 783 000	2×10^{-13}	5×10^{-10}	5×10^{-8}	1×10^{-4}
Ingestion d'eau souterraine	N.A.	$< 2 \times 10^{-12}$	$< 2 \times 10^{-12}$	$< 6 \times 10^{-7}$	$< 6 \times 10^{-7}$
Total des voies ²	-	$3,4 \times 10^{-11}$	$9,3 \times 10^{-8}$	$14,5 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-2}$

¹ Permet d'estimer le risque de cas de cancer total dans la population exposée (risque pour population typique $\times$ population exposée/durée de vie).

² total non réalisé par l'U.S.EPA

1.2.6 Critique de cette évaluation de risque

Il est fort regrettable que le document consulté ne soit pas clair sur le scénario d'épandage et la qualité du biosolide retenus pour estimer le risque. Dans cette évaluation, les pertes n'ont pas été prises en compte. Le risque estimé pour les individus les plus exposés (MEI) est très important (1 cas de cancer sur 34 personnes exposées) et celui de la population est non négligeable (14 cas

de cancers sur 1 million de personnes). Cependant, ces risques ont été estimés avec des valeurs particulièrement élevées pour tous les paramètres. La combinaison des valeurs maximales de tous les paramètres étant très fortement improbable, il est difficile de considérer les résultats de cette évaluation pour comparaison avec des scénarios plausibles au Québec, qu'il s'agisse du MEI ou de la population typique. Il ressort que la forte accumulation des TCDD/F dans les denrées alimentaires fait de la voie d'ingestion la voie la plus « à risque ».

1.3 Évaluation des risques à la santé liés à la valorisation agricole de biosolides municipaux : risques liés aux métaux

L'évaluation de risque réalisée pour établir la réglementation CFR 503 relative à la disposition des biosolides municipaux a duré une dizaine d'années. Cette durée particulièrement longue s'explique par le nombre et la complexité des processus qui relient la teneur en contaminant dans un biosolide et le risque que pose ce contaminant à un individu lorsque les biosolides sont utilisés comme matière fertilisante. De plus, l'analyse complète concerne non seulement la valorisation par application sur des sols, mais aussi l'incinération et l'enfouissement. Nous ne rapporterons ici que les aspects relatifs à la valorisation sur les sols agricoles.

Le risque lié à l'apport de métaux par les biosolides municipaux dans les sols a été calculé pour un individu fortement exposé ("highly exposed individual", HEI). Le HEI diffère du MEI (voir section V-1.2.1) car il représente un individu pouvant réellement exister. Dans cette évaluation effectuée pour les métaux, le HEI est un humain (exposé toute sa vie, lors de son travail ou lors de son enfance seulement), un animal ou une plante, dépendamment de la voie d'exposition considérée (voir tableau V-8). L'exposition simultanée à plusieurs voies d'exposition n'a jamais été envisagée par l'U.S.EPA dans cette évaluation de risque.

La façon de procéder dans cette évaluation est particulière car l'objectif était de dériver les teneurs en métaux acceptables dans les biosolides, en se basant sur des conditions générales d'emploi des biosolides. La concentration permise dans les biosolides est dérivée de la charge cumulée maximale qui peut être apportée dans les sols sans entraîner de risques pour la santé. La charge cumulée maximale de contaminants pouvant être apportée par les biosolides dans l'environnement est dérivée de la différence entre la dose maximale acceptable pour l'humain (dose de référence) et la dose d'exposition bruit de fond, pour chaque voie d'exposition individuelle. Ce calcul a été effectué pour chaque voie d'exposition, et la valeur la plus faible parmi toutes les voies a été retenue pour la réglementation.

1.3.1 Scénario d'épandage des biosolides et scénarios d'exposition des différents HEI

1.3.1.1 Scénario d'épandage

L'évaluation de risques pour les métaux n'a été effectuée que pour un épandage sur site agricole, même si les documents font parfois mention d'autres conditions d'épandage. Bien que ce ne soit pas clairement expliqué, il semble que les charges cumulées maximales de métaux aient été estimées en supposant des épandages annuels de 10 tonnes de matière sèche par hectare pendant 100 ans.

1.3.1.2 HEI et scénarios d'exposition

Dans cette évaluation, le risque a été estimé pour différents HEI, à savoir, des humains (adultes ou enfants), des animaux et des plantes. Au total, treize voies d'exposition ont été considérées, dont sept concernant l'humain. Les différentes voies ainsi que les différents HEI sont décrits dans le tableau V-8.

Notre mandat ne concernant que l'estimation du risque à la santé humaine, nous ne développerons pas davantage la méthodologie utilisée pour estimer le risque sur la santé des animaux et des plantes. Toutefois, la totalité des résultats est présentée dans la section «résultats» car certaines valeurs retenues pour la réglementation sont issues de voies ne concernant pas le risque à la santé humaine.

Tableau V-8. Voies d'exposition considérées¹ et description des différents récepteurs (HEI) dans l'évaluation de risques liés aux métaux apportés par les biosolides municipaux

Voie d'exposition	Description des HEI
1. Biosolide – sol – plante – humain	- Le HEI est une personne qui vit dans une région où un pourcentage relativement élevé de récoltes sont faites sur des terres amendées par des biosolides, - Les légumes consommés ayant poussé sur sol fertilisé par des biosolides représentent 2,5% de la consommation totale de légumes du HEI
2. biosolide – sol – plante – humain (produits locaux)	- 37 à 59% des légumes consommés par le HEI proviennent de son jardin fertilisé par des biosolides - Légumes concernés : pommes de terre (37%), autres légumes (59%, incluant légumes à feuilles, légumes frais, racines, légumes-fruits et maïs sucré), grains (0,43%).
3. biosolide – humain	Enfant qui ingère des poussières de sol ou des biosolides (amas entreposé) En milieu résidentiel, enfant de 1-6 ans En milieu non agricole, enfant de 4-6 ans
4. biosolide – sol – plante – animaux – humain	Le HEI est un agriculteur qui produit de la viande de façon substantielle pour sa propre consommation (bœuf, foie de bœuf, agneau et porc : 9,7%, volaille : 11% produits laitiers : 3% et œufs : 8%)
5. biosolide – sol – animal – humain	Exposition du HEI par ingestion de la viande de l'animal exposé par ingestion directe de biosolides
6. biosolide – sol – plantes – animal	Animal qui a consommé des plantes cultivées sur un sol amendé par des biosolides
7. biosolide – animal	Animal qui a ingéré des biosolides (collés sur les feuilles ou présents en surface du sol)
8. biosolide-sol-plante	Plante contaminée par les biosolides apportés dans le sol
9. biosolide – sol – biota du sol	Organisme du sol contaminé par les biosolides
10. biosolide – sol – biota du sol – prédateur	Prédateur contaminé par ingestion d'organismes du sol eux-mêmes contaminés par les biosolides
11. biosolide – sol – poussière – humain	Conducteur de tracteur exposé aux poussières mises en suspension lors du labour ou enfouissement de biosolides secs.
12. biosolide – sol – eau de surface – humain	Consommation d'eau de surface et de poisson contaminé par l'utilisation des biosolides.
14. biosolide –sol – eau souterraine – humain	L'eau de boisson provient d'un puits situé directement en dessous du site d'épandage (moins de 1 m).

¹ Les numéros des voies d'exposition sont ceux utilisés par l'U.S.EPA dans le document U.S.EPA, 1992a. La voie 13 (inhalation de vapeurs) ne concernait que les composés organiques, et n'a donc pas été rapportée dans ce tableau. Les mêmes numéros ont été repris dans le document Abt Associates Inc, 1999, résumé dans la section V-1.4.

1.3.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments

L'estimation de l'exposition du HEI nécessite de connaître le devenir des composés dans le sol. L'équilibre de masse sert de base à l'estimation de la contamination des différents milieux. Les pertes de métaux se produisent essentiellement par érosion et par lessivage. Les pertes dues au prélèvement par les plantes ne sont pas prises en compte.

L'objectif de cette évaluation n'était pas d'estimer le risque lié à une concentration donnée de contaminant, mais d'estimer quel niveau de contamination des biosolides correspond à la dose que peut recevoir l'homme si l'on considère qu'il est déjà exposé à un bruit de fond. Afin de permettre au lecteur d'avoir des points de repère pour comparer cette méthodologie avec celle utilisée dans les autres évaluations de risque, nous avons décrit brièvement la méthodologie dans les paragraphes suivants. Cependant, comme les algorithmes permettant de dériver les charges maximales de métaux applicables sur un sol (section 1.3.3, tableau V-10) reprennent toutes les étapes du calcul, nous avons simplement expliqué ici le principe de l'approche et non les équations correspondantes.

1.3.2.1 Concentration de métaux dans le sol

Le calcul des concentrations de métaux dans le sol après incorporation des biosolides est effectué en considérant que les biosolides sont incorporés dans le sol sur une profondeur de 15 cm⁶. La contamination du milieu, des animaux ou de l'homme par les sols ayant reçu des biosolides est estimée à partir de la concentration dans le sol, sauf dans le cas de l'ingestion directe où le sol ingéré est considéré constitué de biosolides à 100%. Cela s'applique à l'ingestion directe par les enfants (voie #3) et par les animaux (voie #5).

1.3.2.2 Concentration de métaux dans les plantes

La concentration de contaminant dans les plantes est estimée par le produit du taux d'application de métal sur le sol par la pente d'absorption racinaire (PA) du contaminant par la plante. La pente d'absorption racinaire est définie par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992a) comme le rapport entre la concentration de métal mesurée dans la plante (en matière sèche) divisée par le *taux d'application* de métal par hectare⁷. L'unité de la pente d'absorption est donc (mg métal/kg m.s. plante)/(kg métal/ha).

Les études sélectionnées par l'U.S.EPA pour estimer la valeur de la pente d'absorption pour chaque catégorie de légumes sont majoritairement des études de terrain à court terme (moins de trois ans) impliquant l'utilisation de biosolides. Lorsqu'une même étude fournit les données correspondant à plusieurs taux d'application pour une même espèce végétale (relation dose-réponse), la pente de la régression linéaire a été choisie⁸. La pente d'absorption correspondant à chaque catégorie de légume a ensuite été estimée comme la moyenne géométrique des pentes individuelles. Les données utilisées pour estimer les pentes ont été obtenues à des pH variant de 4,4 à 8,4.

⁶ Selon l'U.S.EPA, la masse d'un hectare de sol agricole sur une profondeur de 15 cm est de 2 000 t m.s./ha, ce qui correspond à une densité moyenne de 1 330 kg/ha. La charge de contaminant exprimée en kg/ha peut donc être convertie en concentration (mg/kg m.s.) par une simple division par un facteur 2 ($1 \text{ kg/ha} = 10^6 \text{ mg} / (2 \times 10^6 \text{ kg sol}) = 0,5 \text{ mg/kg}$).

⁷ Pour une profondeur d'incorporation de 15 cm.

⁸ Le choix d'une régression linéaire implique une sous-estimation du coefficient d'absorption aux taux d'application les plus faibles. Voir la section V-2.4.1.2.1, figure V-5.

1.3.2.3 Concentration de métaux dans les produits animaux

Pour les animaux, les pentes d'absorption de contaminants provenant du fourrage ont été obtenues de façon globale, en faisant le rapport entre la concentration dans l'alimentation et la concentration dans la viande. Ces pentes sont donc exprimées en (mg/g m.s. tissu animal)/(mg/g m.s. alimentation-jour). Les pentes d'absorption ainsi calculées sont aussi utilisées pour estimer le taux d'absorption de contaminants à partir des biosolides ingérés directement.

1.3.2.4 Concentration de métaux dans l'eau de surface et le poisson

L'approche utilisée pour estimer la contamination de l'eau de surface et du poisson consiste à estimer la quantité de sol érodé, et donc la quantité de contaminant provenant du sol traité qui est emportée par ruissellement jusqu'au cours d'eau. L'eau de ruissellement provenant du site contaminé est diluée avec l'eau de ruissellement provenant de sites non contaminés. La concentration dans l'eau est déterminée en tenant compte du partage des contaminants entre les sédiments et l'eau. La concentration dans le poisson est dérivée de la concentration dans l'eau à l'aide d'un facteur de bioconcentration.

1.3.2.5 Concentration de métaux dans l'air (particules)

La concentration de particules contaminées dans l'air n'a pas été estimée par une modélisation de dispersion environnementale, mais a été dérivée des recommandations de l'ACGIH et du NIOSH sur le lieu de travail. La concentration maximale de métaux dans les poussières est estimée en divisant la concentration de cadmium permise dans l'air par la concentration de poussières permise dans l'air. La concentration dans les poussières est considérée égale à la concentration dans le sol après incorporation des biosolides municipaux sur 15 cm, aucun bruit de fond n'est incorporé au calcul et l'exposition par inhalation ne concerne que les travailleurs agricoles.

1.3.3 Estimation des charges cumulées maximales (CCM) de métaux pouvant être apportées sur les sols agricoles par les biosolides municipaux

1.3.3.1 Estimation de la dose d'exposition maximale de métaux pouvant provenir des biosolides

Les doses totales de métaux acceptables pour l'humain choisies par l'U.S.EPA étaient le plus souvent les doses de référence (RfD), mais pour le cuivre et le zinc, la RfD a été remplacée par la dose journalière recommandée (RDA, minimum recommended dietary allowed⁹), car la RfD est inférieure à la RDA. D'une manière générale, la dose acceptable provenant des biosolides a été estimée par la différence entre la RfD et la dose bruit de fond totale :

⁹ Dose recommandée par la National Academy of Science, 1989.

$$D_{i,max} = \frac{RfD \times PC}{ER_i} - BFT$$

où

$D_{i,max}$ = Dose journalière acceptable provenant des MRF pour la voie d'exposition i (mg/jour)

RfD = dose de référence (mg/kg-jour)

PC = poids corporel (kg)

BFT = dose bruit de fond totale (mg/jour),

ER_i = efficacité relative de la voie d'exposition i (valeur par défaut = 1).

Pour tous les métaux, un facteur de biodisponibilité de 100 % a été utilisé.

1.3.3.2 Algorithmes utilisés pour estimer la CCM de métaux pouvant être apportée sur les sols par les biosolides ou la concentration maximale acceptable (CMA_b) dans les biosolides.

La charge cumulée maximale (CCM) est déterminée à partir de la dose maximale acceptable qui peut être apportée par les biosolides (D_i), du rapport entre la concentration dans le produit contaminé et la concentration dans le biosolide (ou le sol) et du taux de contact de l'individu avec le produit contaminé. Par exemple, pour l'ingestion de légumes à feuilles, le taux de contact est égal au taux d'ingestion total de ce légume assorti de la fréquence de consommation de ce légume contaminé, et le rapport entre la contamination du légume et la contamination du sol correspond à la pente d'absorption du métal par les légumes de la catégorie « légumes à feuilles ». Pour l'ingestion directe de biosolides par les enfants, la concentration acceptable dans les biosolides (CMA_b) est obtenue directement.

Les algorithmes utilisés pour estimer les CCM (en kg/ha) ou les concentrations maximales acceptables dans les biosolides municipaux (CMA_b, en mg/kg) sont présentés dans le tableau V-9.

Tableau V-9. Algorithmes utilisés pour estimer la charge cumulée maximale de métaux (CCM, kg/ha), la concentration maximale dans les biosolides (CMA_b, mg/kg), ou la charge annuelle maximale de métaux (CAM, kg/ha-an) acceptables pour la santé humaine

HEI - Voie d'exposition (#)	Algorithmes	Définition des variables
Humain - Ingestion de plantes (#1 & 2)	$CCM_{pl} = \frac{D_{i,max}}{\sum PA_j \times I_j \times FC_j}$	CCM _{pl} = charge cumulée maximale de métal pour <i>une des deux voies</i> d'exposition par ingestion de plantes (kg/ha) PA _j = pente d'absorption pour la plante j (mg/kg m.s. plante)/(kg/ha) I _j = taux d'ingestion journalière de la plante j (g/j) FC _j = fraction de la quantité de plante j cultivée en présence de biosolides
Humain - Ingestion de sol contaminé (#3)	$CCM_{sol} = \frac{D_{i,max}}{I_s \times DE}$	CCM _{sol} = charge cumulée maximale de métal pour la voie d'exposition par ingestion de sol (=biosolide) par les enfants (kg/ha) I _s = taux d'ingestion journalière de sol DE = ajustement de la durée d'exposition
Humain - Ingestion de tissus provenant d'animaux qui ont consommé des plantes contaminées (#4)	$CMA_k = \frac{D_{i,max}}{\sum PA_k \times I_k \times FC_k}$ $CCM_{k,pl} = \frac{CMA_k}{PA_f}$	CCM _{k,pl} = charge cumulée maximale de métal pour la voie d'exposition par ingestion de produits animaux contaminés <i>soit</i> par ingestion de plantes contaminées, <i>soit</i> par ingestion de biosolide (kg/ha) CMA _k = concentration maximale acceptable dans les tissus animaux k PA _k = pente d'absorption du contaminant pour l'animal k à partir de fourrage contaminé I _k = taux d'ingestion journalière de tissus animaux k FC _k = fraction de la quantité d'animaux k qui a consommé des denrées cultivées en présence de biosolides PA _f = pente d'absorption du contaminant dans les plantes consommées par les animaux (fourrage)
Humain – Ingestion de tissus provenant d'animaux qui ont ingéré des biosolides (#5)	$CMA_k = \frac{D_{i,max}}{\sum PA_k \times I_k \times FC_k}$ $CCM_{k,sol} = \frac{CMA_k}{FC_b}$	CCM _{k,sol} = taux d'application cumulé de métal pour la voie d'exposition par ingestion de produits animaux contaminés <i>soit</i> par ingestion de plantes contaminées, <i>soit</i> par ingestion de biosolide (kg/ha) CMA _{k,sol} = concentration acceptable dans les tissus animaux k (mg/kg m.s.) PA _k = pente d'absorption du contaminant pour l'animal k ((mg/kg m.s. tissu)/(mg/kg m.s. alimentation)) I _j = taux d'ingestion journalière de tissus animaux k (g/j) FC _k = fraction de la quantité d'animaux k qui a ingéré directement des biosolides FC _b = fraction de l'alimentation de l'animal représentée par des biosolides

Tableau V-9 (Fin). Algorithmes utilisés pour estimer la charge cumulée maximale de métaux (CCM, kg/ha), la concentration maximale dans les biosolides (CMA_b, mg/kg), ou la charge annuelle maximale de métaux (CAM, kg/ha-an) acceptables pour la santé humaine

<i>Voie d'exposition (#)</i>	<i>Algorithmes</i>	<i>Définition des variables</i>
Humain - Inhalation de poussières contaminées par les biosolides (#11)	$CCM_{inh,p} = \frac{NIOSH}{TDA} \times 10^6 \times 2$	CCM _{inh,p} = charge cumulée maximale acceptable pour les travailleurs agricoles (kg/ha) NIOSH = concentration standard de contaminant recommandée dans les poussières en milieu de travail par NIOSH (mg/m ³) TDA = concentration standard de poussière dans l'air en milieu de travail recommandée par l'ACGIH (soit 10 mg/m ³). 2 = facteur de conversion de mg/kg sol à kg/ha (voir note de bas de page #5)
Humain - Ingestion d'eau de surface contaminée (#12)	$CAM_i = \frac{CMA_{sol,ero} \times TP_{site} \times 10^{-6}}{f_{ero}}$	CAM _i = charge annuelle maximale de métal (kg métal/ha-an) CMA _{sol,ero} = concentration maximale acceptable dans le sol érodé provenant de la zone traitée (mg/kg) TP _{site} = taux de perte de sol de la zone traitée (kg sol/ha-an) f _{ero} = fraction des pertes de métal dues à l'érosion

1.3.4 Données utilisées

1.3.4.1 Paramètres relatifs à la contamination de l'environnement et des aliments

1.3.4.1.1 Contamination du sol, de l'eau et de l'air

Les équations relatives au bilan de masse et aux pertes de métaux n'ayant pas été présentées¹⁰, nous avons préféré ne pas surcharger le document avec des données quantitatives. Tous les calculs ont été effectués en considérant que la densité du sol amendé par des biosolides est de 1 330 kg/m³ ce qui correspond à une masse de sol par hectare (sur 15 cm) est de 2 000 t m.s./ha.

1.3.4.1.2 Pentés d'absorption des contaminants

Plantes

A partir d'une revue de littérature, l'U.S.EPA a établi des régressions linéaires pour déterminer le taux d'absorption des contaminants par les plantes en fonction du taux d'application du polluant (une régression pour chaque étude et chaque plante). Lorsque la concentration de contaminant dans le sol témoin n'était pas fournie par les auteurs de l'étude, l'U.S.EPA a utilisé les concentrations suivantes : 3,0 (As), 0,2 (Cd), 0,1 (Hg), 18,0 (Ni), 0,21 (Se) et 54,0 (Zn).

Les plantes ont été triées par catégories (légumes à feuilles, légumes à fruits, racines...). La pente retenue pour chaque groupe est calculée comme la moyenne géométrique des pentes obtenues dans chaque étude. Lorsque les pentes sont négatives, la valeur défaut de 0,001 (mg métal/kg m.s. plante)/(kg/ha) a été utilisée. Les valeurs utilisées pour l'évaluation du risque sont présentées dans le tableau V-10.

¹⁰ Les mêmes équations ont été détaillées dans la section V-2.

Tableau V-10. Pentes d'absorption des métaux provenant des biosolides par les plantes et type de données utilisées par l'U.S.EPA

Plantes	Pentes d'absorption (mg/kg)/(kg/ha)					
	Arsenic	Cadmium	Mercure	Nickel	Sélénium	Zinc
Graines et céréales ¹	0,002 ²	0,031 ³	0,043 ⁵	0,003 ³	0,001 ³	0,027 ³
Pommes de terre	0,002 ²	0,004 ³	0,001 ⁵	0,00 ³	0,021 ⁵	0,012 ³
Légumes à feuilles ⁴	0,018 ³	0,182 ³	0,005 ³	0,016 ³	0,008 ³	0,125 ³
Légumineuses ⁶	0,001 ²	0,002 ³	0,001 ³	0,031 ³	0,012 ³	0,018 ³
Légumes racine ⁷	0,004 ²	0,032 ³	0,007 ³	0,004 ³	0,011 ³	0,022 ³
Fruits du jardin	0,001 ²	0,045 ³	0,005 ³	0,003 ³	0,010 ³	0,023 ³
Arachides ⁹	0,001	0,002	0,001	0,031	0,012	0,018

¹ Blé, avoine

² Basé sur des études de terrain avec application de biosolides

³ Autres études utilisant des boues (pots en serre, biosolides contaminés artificiellement)

⁴ Cardon suisse, colza, collard greens, laitue, chou, brocoli

⁵ Études réalisées avec des sels de métaux, des sols contaminés en métaux ou des sols miniers.

⁶ Pois, haricot

⁷ Carotte, navet, oignon, betterave, radis

⁸ Tomates, poivrons, aubergine

⁹ Origine des données non précisées.

Animaux

Comme pour les plantes, les pentes d'absorption de métaux par les animaux (tableau V-11) correspondent au ratio de la concentration dans le tissu animal sur la concentration dans l'alimentation (concentrations exprimées en matière sèche) et les pentes représentant chaque catégorie de tissus animaux sont estimées par une moyenne géométrique.

Tableau V-11. Pentes d'absorption des métaux par les animaux à partir de l'alimentation (mg/kg m.s. tissu)/(mg/kg m.s. aliments)

Métal	Bœuf	Foie de bœuf	Agneau	Porc	Volaille	Produits laitiers	Œufs
Cadmium	0,008	0,413	0,008	0,003	0,085	0,001	0,002
Mercure	0,004	0,262	0,024	0,024	0,024	0,02	0,02
Selenium	0,151	1,195	0,901	2,939	0,901	0,901	0,901
Zinc	0,006	0,003	1,106	0,002	0,007	0,005	0,007

1.3.4.2 Paramètres relatifs à l'exposition de l'humain aux métaux apportés par les biosolides

Le tableau V-12 indique les valeurs des taux d'ingestion, d'inhalation et de paramètres généraux utilisés dans cette évaluation de risque.

Tableau V-12. Valeurs des paramètres généraux relatifs aux HEI

Paramètre	Valeur utilisée dans l'analyse de risque de l'U.S.EPA
Poids corporel	
- enfant 1-6 ans	16 kg
- enfant 4-6 ans	19 kg
- adulte	70 kg
Durée de vie	70 ans
Durée de l'exposition	
- ingestion sol, site agricole	5 ans
- ingestion sol, site non agricole	2 ans
- inhalation poussières, travailleur	n.s.
Taux d'ingestion	
- d'eau	2 L/j
- de poisson d'eau douce ¹	40 g/j
- de biosolide ² (enfant seulement)	0,2 g/j
- d'autres aliments	voir tableau V-14
Taux d'inhalation	
- travailleur agricole	20 m ³ /j

¹ Selon Javitz, 1980, cité par U.S.EPA, 1992a.

² Correspond au taux d'ingestion de sol

n.s. : non spécifié

n.a. : ne s'applique pas

Consommation *per capita* de produits alimentaires

Les taux d'ingestion alimentaire utilisés par l'U.S.EPA sont basés sur un profil de consommation des Américains datant de plus de vingt ans (1976-1980). Les données originales (concernant surtout des plats préparés) ont été modifiées par l'U.S.EPA (autre groupe de travail, USEPA 1989a, cité par U.S.EPA, 1992a) pour les exprimer en des catégories d'aliments pertinents pour l'analyse de risque. Les tranches âge originales ont été modifiées pour représenter la totalité de la durée de vie¹¹. Sept groupes d'âge de 6 mois à 65 ans sont ainsi couverts, et la consommation journalière (g m.s./jour) des groupes alimentaires susceptibles d'être contaminés par l'utilisation de biosolides en agriculture est estimée (tableau V-13).

¹¹ La modification des groupes d'âge n'a pas été accompagnée de modification des taux d'ingestion.

Tableau V-13. Fraction d'aliments ingérés utilisée par l'U.S. EPA (1992)

Fraction	Valeur utilisée
- d'aliments végétaux contaminés	
- grande distribution ¹	0,025
- production " maison "	
-pomme de terre, patate douce	0,37
-légumes (à feuilles, à fruits, racines, légumineuses, maïs sucré)	0,59
-céréales, farine	0,004
- de biosolides dans l'alimentation animale	0,015
- non travailleur	n.a.

¹ Une étude réalisée en 1976 par le Council of Agricultural Science and Technology a mis en évidence que l'épandage de tous les biosolides produits aux États-Unis, à raison de 112 kg d'azote disponible, représenterait 0,49 à 1,98% des sols agricoles (si homogénéité à travers le pays), soit 29% des récoltes (moyenne arithmétique nationale). L'U.S.EPA a considéré pour son étude que seulement 17% des biosolides étaient utilisés, ce qui ramène donc la proportion de végétaux ayant poussé sur sol amendé à $29 \times 0,17 = 5\%$. En considérant cependant que tous les amendements effectués ne concernaient pas forcément les récoltes pour la consommation humaine, l'U.S.EPA a ramené la proportion à 2,5%.

Les fractions de denrées alimentaires consommées par les HEI (humains) sont présentées dans le tableau V-14.

Tableau V-14. Taux d'ingestion de denrées alimentaires (g m.s./jour) utilisés par l'U.S.EPA (1992)

Groupes d'aliments	Tranches d'âge						
	< 1 an	1 – 5 ans	6-13 ans	14-19 ans	20-44 ans	44-70 ans	sur durée de vie
Blé	27,6	42,23	60,8	79,36	65,66	55,12	60,30
Maïs	3,99	15,35	19,3	23,21	17,82	14,8	17,00
Riz	2,22	4,59	5,24	5,89	5,78	4,21	5,03
Avoine	3,73	2,65	2,27	1,89	1,32	2	1,85
Autres graines	0,01	0,078	0,41	0,73	13,45	4,4	6,49
Céréales totales	37,57	64,90	87,99	111,10	104,04	80,57	90,68
Pomme de terre	5,67	10,03	14,72	19,40	17,28	14,79	15,60
Légumes à feuilles	0,84	0,49	0,85	1,22	2,16	2,65	1,97
Légumineuses	3,81	4,56	6,51	8,45	9,81	9,50	8,75
Racines	3,04	0,67	1,20	1,73	1,77	1,64	1,60
Légumes à fruits	0,67	1,67	2,57	3,47	4,75	4,86	4,15
Arachides	0,34	2,21	2,56	2,91	2,43	1,91	2,25
Champignons	0,00	0,01	0,03	0,04	0,14	0,06	0,08
Bœuf	3,90	9,66	15,60	21,62	23,28	18,30	19,23
foie de bœuf	0,17	0,24	0,29	0,36	1,08	1,20	0,90
Agneau	0,14	0,08	0,06	0,05	0,30	0,21	0,20
Porc	1,34	4,30	6,57	8,86	10,30	9,94	9,07
Volaille	2,27	3,76	5,39	7,03	7,64	6,87	6,70
Œufs	3,27	6,91	7,21	7,52	8,34	9,33	8,32
Poisson	0,34	1,20	1,90	2,61	4,10	3,86	3,37
Produits laitiers	40,70	32,94	38,23	43,52	27,50	22,40	28,86
Huile végétale	27,62	17,69	27,54	37,39	37,20	27,83	31,24
Gras bœuf	2,45	6,48	11,34	16,22	20,40	10,07	14,07
Gras foie bœuf	0,05	0,07	0,08	0,10	0,29	0,33	0,25
Gras agneau	0,14	0,08	0,07	0,05	0,30	0,22	0,21
Gras produits laitiers	38,99	16,48	20,45	24,42	18,97	14,52	18,13
Gras porc	2,01	8,20	10,50	12,70	14,50	13,00	12,72
Gras volaille	1,10	0,83	1,12	1,41	1,54	1,31	1,34
Autres	78,80	67,80	86,97	106,20	93,20	86,30	89,12

1.3.4.3 Doses de référence et doses bruits de fond

Les valeurs des doses de référence (RfD établies par IRIS) et des doses bruit de fond totales (BFT) sont indiquées dans les tableaux V-15 et V-16, respectivement. La dose d'exposition totale due au bruit de fond pour l'homme a été estimée comme la somme des doses apportées par l'air, l'eau et l'alimentation.

Tableau V-15. Valeurs des RfD ou RDA utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration

Contaminant	RfD (µg/kg-j)	Voie d'exposition, espèce
Arsenic	0,8 ¹	Oral, humain
Cadmium	1	Oral, humain
Mercurure inorganique	0,3	Oral, rat
Nickel	20	Oral, rat
Sélénium	5	Oral, rat
Zinc	2×10^2	Oral, humain

¹ L'U.S.EPA a choisi 0,8 µg/kg-j mais la RfD officielle est de 0,3 µg/kg-j. Les scientifiques pensent que cette RfD peut être trop élevée ou trop faible d'un facteur 2-3 (donc 0,1-0,8). Ici, l'U.S.EPA a pris la moins conservatrice des deux puisque les autres intrants de l'analyse sont plus conservateurs.

² La valeur de la RfD étant plus faible que celle de la RDA, l'U.S.EPA a choisi la RDA (15 mg/jour-adulte) qui, rapportée sur 70 kg, conduit à une valeur de 210 µg/kg-j.

Tableau V-16. Doses d'exposition dues aux bruits de fond utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse du risque lié aux métaux apportés par les biosolides d'épuration

Contaminant	Dose bruit de fond (µg/j par adulte)			
	Air	Alimentation	Eau	Total
Arsenic	5	6 ¹	1	12 ²
Cadmium	0,14	12	4	16,14
Mercurure	0,2	2	1	3,2
Nickel	1	162	10	173
Sélénium	1	104	10	115
Zinc	Négligeable	13,0	420	13 420

¹ L'apport total d'arsenic par l'alimentation est de 290 µg/jour, mais comme l'U.S.EPA considère que 80% de l'arsenic est sous la forme la moins toxique, seulement 20% du total est pris en compte pour l'analyse du risque.

² L'absorption d'arsenic par un enfant serait de 9,2 µg/j, mais considérant que 80% de l'arsenic n'est pas sous forme inorganique, seulement 20% de cette dose (1,8 µg/jour) est considérée par l'U.S.EPA pour estimer le risque.

1.3.5 Résultats

La valeur la plus restrictive des CCM ou des CMA_b déterminées pour chaque voie individuelle et pour chaque métal a été retenue comme valeur limite dans la réglementation (Federal Register, 1993). Les valeurs obtenues pour toutes les voies d'exposition sont présentées dans le tableau V-17. Les valeurs de la réglementation qui correspondent aux valeurs indiquées dans le tableau V-17 sont (i) les concentrations maximales permises dans les biosolides (CMA_b) de haute qualité ou (ii) les charges cumulées maximales (CCM) sur 100 ans. La relation qui existe entre ces deux valeurs est la suivante¹² :

¹² Avec un taux d'application de 10 t/ha-an, les valeurs de CCM (kg/ha) sont égales aux valeurs de CMA_b (mg/kg).

$$CMA_b = \frac{CCM}{TAA \times 100} \times 1000$$

où

CMA_b = concentration maximale acceptable dans le biosolide de haute qualité (mg/kg)

CCM = charge cumulée maximale acceptable sur un sol donné (kg/ha)

TAA = taux d'application annuel de biosolides sur un sol donné (t/ha-an) (ici, 10 t/ha-an)

100 = nombre d'années d'épandage

1000 = facteur de conversion de kg/t à mg/kg

Les valeurs inscrites en caractères gras dans le tableau V-17 sont celles retenues pour la réglementation. Les valeurs les plus restrictives correspondent à l'ingestion de biosolide par les enfants pour ce qui a trait à la santé humaine (arsenic, cadmium, mercure, plomb et sélénium). Les valeurs les plus restrictives pour les autres métaux correspondent à la toxicité pour les animaux (molybdène) et à la phytotoxicité (chrome, cuivre, nickel, zinc). La voie d'exposition qui conduit au risque le plus élevé (ingestion de biosolides) n'est prise en compte que pour une durée maximale de 5 années, et ne considère pas que les adultes peuvent aussi ingérer des biosolides ou du sol contaminé.

Tableau V-17. Charges cumulées maximales de métaux (CCM) et concentrations maximales de métaux acceptables dans les biosolides (CMA_b) obtenues par l'évaluation de risques de l'U.S.EPA

Métaux	CMA _b (mg/kg)	CCM (kg/ha)										
	Enfant, Inges- tion bio- solide	Humain, ingestion plantes		Humain, ingestion viande		Animal, Ingestion plantes	Animal, ingestion sol	Plante	Orga- nisme du sol	Prédateur d'orga- nismes du sol	Travail- leur Inhalation Poussières	Humain, ingestion eau de surface et poisson
# Voie ¹	#3	#1	#2	#4	#5	#6	#7	#8	#9	#10	#11	#12
Arsenic	41	6700	930	nd	nd	1 600	3 100	nd	nd	nd	400	86 000
Cadmium	39	610	120	6 400	68 000	140	650	nd	nd	53	8 000	63 000
Chrome	79 000	nd	nd	nd	nd	nd	190 000	3 000		nd	5 000	Illimité
Cuivre	10 000	nd	nd	nd	nd	3 700	2 000	1 500	2 900	nd	nd	Illimité
Mercure	17	180	370	4 000	24 000	nd	nd	nd	nd	nd	10 000	1 100
Plomb	300	nd	nd	nd	nd	11 000	1 200	nd	nd	5 000	10 000	Illimité
Molybdène	400	nd	nd	nd	nd	18	530	nd	nd	nd	nd	nd
Nickel	820	63 000	10 000	nd	nd	1 800	5 400	420	nd	nd	3 000	Illimité
Sélénium	100	14 000	1 200	15 000	13 000	790	130	nd	nd	nd	nd	nd
Zinc	16 000	16 000	3 600	530 000	2 200 000	12 000	36 000	2 800	nd	nd	nd	nd

¹ Voir définition dans le tableau V-8

En gras : Les valeurs en gras correspondent aux valeurs limites retenues par l'U.S.EPA

A aucun moment le risque encouru par le HEI n'a été considéré comme la somme des risques reliés à plusieurs voies d'exposition. Plus clairement, cela signifie que les valeurs limites utilisées dans la réglementation ne peuvent être protectrices que si l'individu récepteur n'est exposé que par une seule voie (par exemple, ingestion de plantes contaminées, ou ingestion de viande contaminée, ou inhalation d'air contaminé, ou ingestion d'eau contaminée ou ingestion de biosolide).

1.3.6 Critique de cette évaluation de risques

Cette critique ne porte que sur l'évaluation du risque à propos des contaminants inorganiques, dans le cadre de l'épandage sur sols agricoles. Les évaluations relatives aux organismes pathogènes et aux autres types de disposition des biosolides ne sont pas commentées ici.

(i) Les voies d'exposition majeures aux métaux apportés par les biosolides sont l'ingestion de biosolides¹³, l'ingestion d'aliments contaminés, l'ingestion d'eau, et l'inhalation de poussières chargées de contaminants. Ces voies sont relativement bien décrites, **mais à aucun moment l'exposition du HEI par plusieurs voies simultanées n'a été estimée, ce qui revient à dire que, par exemple, si le HEI mange des légumes, il ne mange pas de viande, ne boit pas et ne respire pas...**

(ii) Les pentes d'absorption ont été calculés en se basant sur des données obtenues à des pH variant de 4,4 à 8,4, bien que le pH des sols aux États-Unis soit plutôt acide (4,5 en Nouvelle-Angleterre, 5,9 dans les États du mid-atlantique et 5,3 dans les États du Sud-Ouest (Holmgren et al 1993 cité par Stern, 1993). Au New Jersey, moins de 0,7% des sols ont un pH naturellement supérieur à 6,1 (USDA 1993, cité par Glegg et coll., 1991). Les pentes d'absorption individuelles obtenues à pH <6,5 utilisées par l'U.S.EPA ont été reprises par Stern (Glegg et coll., 1991) pour déterminer leur distribution statistique. L'auteur a ensuite utilisé ces données statistiques pour réestimer le risque lié à l'ingestion de plantes contaminées par des sols traités par des biosolides. Cette sélection a conduit à l'élimination de 25 à 71% des données (coefficients d'absorption individuels). L'auteur a réévalué l'exposition par ingestion de plantes en utilisant des données statistiques conservatrices et a trouvé que la quantité de cadmium applicable selon la réglementation CFR 503 (c'est-à-dire 39 kg/ha) est "protectrice" pour 82% de la population.

(iii) Les valeurs des pentes d'absorption de métaux par les plantes sont les moyennes géométriques de valeurs individuelles déterminées par une régression linéaire. Lorsque la relation entre le taux d'application et la concentration dans la plante n'est pas linéaire, l'utilisation de cette régression conduit à une sous-estimation de la pente maximale, observée aux taux d'application les plus faibles et donc les plus vraisemblables. Cette approche conduit à une sous-estimation de la contamination des plantes.

¹³ Dans cette évaluation de risques, il a été considéré que les enfants ingéraient des biosolides au même taux (soit le taux d'ingestion de sol : 200 mg/j) pendant toute l'année. Il n'a pas été tenu compte du fait que des biosolides ne sont pas accessibles toute l'année.

(iv) Les valeurs utilisées pour estimer la consommation alimentaire sont basées sur des données qui datent de plus de vingt ans. Il est fort probable que la consommation de légumes soit sous-estimée.

(v) Bien que nous n'ayons pas présenté ici l'approche utilisée pour estimer le risque lié aux contaminants organiques, il est intéressant de noter que le risque acceptable était de 1 excès de cancer sur 10 000.

Un certain nombre de ces critiques avaient déjà été formulées par des chercheurs de l'Université de Cornell (Harrison et coll., 1999).

1.4 Évaluation des risques d'excès de cancer liés à la valorisation agricole de biosolides municipaux : risques liés aux PCDD/F et BPC coplanaires

Suite à l'évaluation du risque lié à l'apport de métaux (décrite précédemment) et de contaminants organiques (non décrite ici) effectuée par l'U.S.EPA pour établir une réglementation, une deuxième évaluation de risque, concernant cette fois uniquement les dioxines/furannes et les BPC coplanaires, autrement dits les « composés dioxin-like », a été réalisée pour l'U.S.EPA. Cette évaluation a été effectuée pour divers types d'utilisation des biosolides municipaux (épandage sur site agricole, forestier, en cours de revégétalisation ou sites accessibles au public, incinération et enfouissement). Le risque à la santé humaine a été estimé pour le 95^{ème} centile des concentrations de 21 composés « dioxin-like »¹⁴ mesurées dans les boues de stations d'épuration municipales américaines.

1.4.1 Caractéristiques des biosolides municipaux et scénarios d'épandage et d'exposition

1.4.1.1 Caractéristiques des biosolides municipaux

Les concentrations de PCDD/F ont été mesurées lors de la National Sewage Sludge Survey (NSSS) de 1988¹⁵. Cette étude consistait à caractériser les biosolides municipaux dans lesquels les effluents subissaient, au minimum, un traitement secondaire. Les concentrations de BPC coplanaires proviennent d'une étude plus récente (Schweer 1999, cité par Abt Associates Inc, 1999)¹⁶. Les concentrations de PCDD, PCDF et BPC utilisées (tableau V-18) ont été obtenues en considérant les valeurs inférieures au seuil de détection égales à la moitié de la valeur du seuil et en exprimant les données en EQT (utilisation des facteurs d'équivalents toxiques (FET) de

¹⁴ Soit 7 congénères de PCDD, 10 congénères de PCDF et les 4 BPC coplanaires.

¹⁵ Ces données correspondent aux mesures obtenues sur 174 échantillons prélevés dans des stations de traitement pratiquant au moins le traitement secondaire des effluents. Cet échantillonnage représente 7 714 stations.

¹⁶ Concerne 91 échantillons provenant de 74 usines stations de traitement pratiquant au moins le traitement secondaire des effluents.

l'OTAN de 1988). La concentration totale (95^{ème} centile) de composés « dioxin-like » est de 293,2 ng EQT/kg m.s.

Tableau V-18. Concentrations de PCDD, PCDF et BPC coplanaires utilisées dans l'évaluation de risque américaine concernant les biosolides municipaux

Composés	Concentration ¹ (ng EQT/kg m.s.)
PCDD ^{2,3} totaux	145,6
PCDF ^{2,4} totaux	105,02
BPC coplanaires ^{5,6} totaux	42,53
Total PCDD + PCDF + BPC	293,2

Source : Abt Associates Inc, 1999. Les concentrations des composés individuels sont disponibles dans le document original.

¹ Les concentrations utilisées correspondent au 95^{ème} centile des concentrations de PCDD, PCDF et BPC coplanaires mesurées dans les biosolides de stations d'épuration américaines (voir notes 2 et 5 de ce tableau).

² Données de la NSSS de 1988

³ 7 congénères

⁴ 10 congénères

⁵ Données de Schweer (1999) cité par Abt Associates Inc, 1999

⁶ 4 congénères

1.4.1.2 Scénario d'épandage sur sol agricole et scénario d'exposition des HEI

La durée de vie d'un site agricole est considérée égale à 100 ans. Les biosolides municipaux sont appliqués tous les deux ans à raison de 10 tonnes de matière sèche par hectare et par an, et sont incorporés sur une profondeur de 15 cm.

Comme lors de l'évaluation de risque sur les métaux, le risque relatif à chaque voie d'exposition a été estimé (tableau V-19). Les voies d'exposition communes à celles utilisées pour les métaux portent le même numéro d'identification. Comme cette étude ne concerne que le risque pour la santé humaine, les voies #6 à 10 de l'évaluation de risques faite pour les métaux (voir tableau V-8) n'ont pas été considérées. La contamination de l'eau souterraine serait très réduite selon l'analyse préliminaire (non consultée) et l'exposition humaine par ingestion d'eau souterraine (voie #14) n'a donc pas non plus été estimée. Deux voies supplémentaires sont ajoutées : l'inhalation de vapeurs et l'exposition des bébés lors de l'allaitement. Pour cette voie, la mère peut être contaminée soit par ingestion de denrées alimentaires contaminées, ingestion de sol et inhalation de vapeurs (voie 15A), soit par ingestion d'eau de surface et de poisson et par inhalation de vapeurs (voie 15B). Comme lors de l'évaluation du risque lié aux métaux (section V-1.3), le risque n'a été pas estimé pour un HEI exposé par plusieurs voies simultanées.

Tableau V-19. Scénario d'exposition et définition des individus fortement exposés (HEI)

VOIE D'EXPOSITION	HEI pour situation agricole
1. Biosolide-sol-plante-humain	Personne qui consomme des plantes cultivées sur un sol agricole amendé par des biosolides.
2. Biosolide-sol-plante-humain	Jardinier amateur résidentiel qui applique des biosolides dans son jardin potager et consomme ses produits.
3. Biosolide- humain	Enfant âgé de 1 à 6 ans qui ingère quotidiennement, pendant 5 ans, des biosolides provenant d'amas de stockage ou présents à la surface des sols.
4. Biosolide-sol-plante-animal-humain	Fermier qui produit la majeure partie des produits animaux ¹ qu'il consomme. Les animaux sont nourris par des plantes cultivées sur des sols recevant des biosolides.
5. Biosolide-animal-humain	Fermier qui produit la majeure partie des produits animaux ¹ qu'il consomme. Les animaux ingèrent des biosolides lors du pâturage.
11. Biosolide-sol-poussière-humain	Conducteur de tracteur exposé par les poussières lors du labourage de grandes surfaces traitées par des biosolides.
12. Biosolide-sol-eau de surface – humain	Personne qui consomme du poisson et de l'eau de surface provenant de cours d'eau qui reçoivent des résidus d'érosion de sols agricoles recevant des matières résiduelles et fertilisantes.
13. Biosolide-sol-air-humain	Personne qui inhale des composés volatilisés à partir du sol agricole traité par des biosolides.
15A. Exposition de la mère par les voies # 1, 4, 5, 13 – allaitement 15B. Exposition de la mère par les voies # 12,13 – allaitement	Enfant nourri au sein pendant six mois.

¹ Le porc et la volaille ne sont pas concernés car « ils sont nourris de grains et ne sortent pas de leur confinement »

1.4.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments

La contamination des différents milieux est estimée en tenant compte des pertes de sol et de contaminants (bilan de masse). Brièvement, les concentrations de contaminants dans les phases gazeuses, dissoutes et adsorbées du sol sont décrites à partir du coefficient de partage sol:eau (K_d , phase adsorbée vs phase dissoute) et de la constante de Henry (H , phase aqueuse vs phase gazeuse). Le bilan de masse est analogue à celui décrit dans la section V-2.3.1.1.

Le scénario d'épandage pour les sites agricoles, les forêts et les sites au contact du public est prévu pour une période de 100 ans. La durée de vie humaine étant considérée égale à 75 ans, le risque a été estimé pour un HEI qui vit pendant les 75 dernières années d'épandage. Pour estimer l'exposition de ce HEI, la concentration moyenne de composés dans le sol et les quantités de composés perdues par volatilisation, érosion, volatilisation ou lessivage, pendant les 75 dernières années, ont été utilisées. Nous résumerons ici brièvement la méthodologie utilisée pour estimer la concentration de PCDD, PCDF et BPC dans les différents milieux.

1.4.2.1 Concentration moyenne dans le sol

La concentration moyenne dans le sol est estimée en supposant que la disparition des composés par volatilisation, lessivage, érosion et dégradation suit une cinétique de premier ordre. La concentration moyenne est la somme des quantités apportées moins les quantités perdues divisée par la masse totale de sol et de biosolides sur une profondeur de 15 cm.

1.4.2.2 Concentration dans les plantes

La concentration dans les récoltes est estimée en considérant que les plantes peuvent être contaminées par absorption racinaire (BPC seulement) et par transfert air-plante (tous les composés). Les valeurs des paramètres utilisés sont soit expérimentales, soit prédites par des relations empiriques.

1.4.2.3 Concentration dans les produits animaux autre que le poisson

La concentration de contaminants dans les tissus animaux est estimée en multipliant la concentration dans l'aliment contaminé par une pente d'absorption. Pour les animaux exposés par l'ingestion de nourriture contaminée, on considère que 100% de la nourriture est contaminée. Pour les animaux contaminés par ingestion de sol, la fraction de l'alimentation qui représente le sol directement ingéré est égale à 1,5 %.

1.4.2.4 Concentration dans l'air

La contamination de l'air par les composés volatilisés est estimée à partir du flux moyen de composés perdus par volatilisation et par simulation de la dispersion par le modèle ISCLT3 (Industrial Source Complex Long Term, disponible sur le site de l'U.S.EPA). Lors de l'enfouissement des biosolides ou du labourage, l'émission de poussières est supposée inférieure ou égale à la valeur recommandée par l'ACGIH, soit 10 mg/m³. La concentration de contaminants dans les particules est considérée égale à la concentration dans le sol (on se base alors sur les 50 dernières années d'épandage).

1.4.2.5 Concentration dans l'eau de surface et le poisson

Pour estimer la contamination de l'eau de surface, on considère que le flux de contaminants perdus par érosion se déverse dans la rivière du bassin versant. Cependant, on tient également compte de la dilution de ces eaux contaminées par les biosolides avec les eaux de ruissellement non contaminées. La concentration dans l'eau est ensuite estimée en tenant compte de la solubilité des composés adsorbés sur les particules. La contamination de la chair de poisson d'eau douce est estimée en utilisant un facteur de bioconcentration.

1.4.2.6 Concentration dans le lait maternel

La concentration dans le lait maternel est estimée pour deux cas : la mère est contaminée (i) par ingestion de végétaux, de viande et inhalation, ou (ii) par ingestion d'eau contaminée et de poisson et par inhalation de vapeurs. La concentration dans les matières grasses du lait est estimée égale à la concentration dans les matières grasses de la mère.

1.4.3 Estimation de l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires

Les algorithmes utilisés pour estimer l'exposition du HEI sont présentés dans le tableau V-20.

Tableau V-20. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires apportés par les biosolides municipaux

Voie d'exposition (# voie)	Définition des variables
Ingestion de plantes contaminées (#1 & 2) ¹ $EXP_j = \sum C_j \times FC_j \times I_j \times 10^{-3}$	EXP_j = dose d'exposition par ingestion de plantes (mg/kg-j) C_j = concentration de contaminant dans le tissu de la plante j (mg/kg m.s. plante) FC_i = fraction des légumes j qui ont été cultivés en présence de biosolides I_j = consommation journalière de plante j (g m.s. plante/kg-jour)
Ingestion de sol (#3) ² $EXP_s = \frac{I_s \times 10^{-3} \times C_s}{PC \times DE}$	EXP_j = dose d'exposition par ingestion de sol (enfants) (mg/kg-j) I_s = taux d'ingestion de sol (g/j) C_s = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg) PC = poids corporel (kg) DE = fraction de la durée de vie pendant laquelle l'exposition a lieu
Ingestion de produits animaux (#4 & 5) ³ $EXP_k = \sum C_k \times FC_k \times I_k \times 10^{-3}$ $= C_j \times \sum PA_k \times FC_k \times I_k \times 10^{-3}$	EXP_k = dose d'exposition par ingestion de tissus animaux (mg/kg-j) C_k = concentration de métal dans le tissu animal contaminé par les biosolides (mg/kg) FC_k = fraction de produits animaux k pouvant avoir été contaminée via les biosolides I_k = taux d'ingestion du produit animal k (g m.s. tissu/kg-j) C_r = concentration dans l'alimentation des animaux PA_k = pente d'absorption du métal pour le tissu animal k (mg/kg m.s. tissu)/(mg/kg m.s. aliments)
Inhalation de particules (#11) $EXPT_{inh,p} = \frac{C_{moy} \times TDA \times 10^{-6} \times Inh_t \times HT}{PC}$	$EXPT_{inh,p}$ = dose d'exposition par inhalation de particules (travailleur) (mg/kg-j) C_{moy} ⁴ = concentration moyenne du contaminant dans le sol amendé (mg/kg) TDA = exposition totale du conducteur à la poussière (mg poussière de sol/m ³ air) Inh_t = taux d'inhalation du travailleur (m ³ /hr) HT = nombre d'heures travaillées par jour (hr/j)

Tableau V-20 (suite). Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des HEI aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires apportés par les biosolides municipaux

Voie d'exposition (# voie)	Définition des variables
Inhalation de composés volatilés (#13) $EXP_{inh,v} = \frac{C_{air} \times Inh \times 10^{-3}}{PC}$	$EXP_{inh,v}$ = dose d'exposition par inhalation de composés volatilés (mg/kg-j) $C_{air,j}$ = concentration de polluant dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Inh = taux d'inhalation (m^3/j) PC = poids corporel (kg)
Ingestion d'eau et de poisson (#12) $EXP_{es} = \frac{C_{es} \times I_{es}}{PC}$ $EXP_{filet} = \frac{C_{es} \times FBA \times P_{filet} \times I_{filet}}{PC}$	EXP_{es} = dose d'exposition par ingestion d'eau de surface (mg/kg-j) C_{es} = concentration dans l'eau de surface (mg/L) I_{es} = taux d'ingestion d'eau (L/j) PC = poids corporel (kg) EXP_{filet} = dose d'exposition par ingestion de filet de poisson (mg/kg.j) I_{filet} = taux d'ingestion de filet de poisson (kg/j) FBA = facteur de bioaccumulation P_{filet} = ratio de la concentration dans le filet sur la concentration dans le poisson complet
Exposition des enfants par le lait maternel (# 15A&B) $C_{mgl} = \frac{EXP_m \times h \times f_1}{0,693 \times f_2}$ $EXP_1 = \frac{C_{mgl} \times f_3 \times f_4 \times I_1 \times DE}{PC_e \times TM}$	C_{mgl} = concentration dans les matières grasses du lait (mg/kg de matière grasse) EXP_m = dose d'exposition de la mère (mg/kg-j) h = demi vie du contaminant chez l'adulte (j^{-1}) f_1 = proportion de polluant ingéré qui est stocké dans les graisses f_2 = proportion de la mère correspondant à de la graisse EXP_1 = dose d'exposition par ingestion de lait maternel (mg/kg-j) f_3 = proportion de matières grasses dans le lait f_4 = proportion de contaminant qui est absorbé I_1 = taux d'ingestion de lait (kg lait/j) DE = durée de l'exposition (an) PC_e = poids corporel de l'enfant (kg) TM = durée de vie moyenne (an)

¹ Voie 1 : végétaux de grande distribution (FC= 0,025); Voie 2 : «végétaux maison» (FC=1).

² Site agricole : enfant de 1-6 ans; Site non agricole : enfant de 4-6 ans.

³ Utilisée pour les animaux contaminés par ingestion de plantes (#4) ou de sol (#5).

⁴ La concentration dans le sol est celle correspondant aux 50 dernières années de vie du site.

1.4.4 Données utilisées

1.4.4.1 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments

Les équations n'ayant pas été présentées dans cette section, les valeurs des paramètres utilisées pour l'estimation du bilan de masse et de la contamination des aliments ne sont pas présentées. Toutefois, nous indiquerons ici quelques données dont les valeurs sont aussi présentées pour les autres évaluations de risque dans les sections correspondantes.

La densité du sol amendé par des biosolides est de 1 400 kg/m³ et la masse de sol par hectare (sur 15 cm) est de 2 000 t m.s./ha¹⁷.

Les pentes d'absorption des PCDD, PCDF et BPC coplanaires chez les animaux, à partir du fourrage contaminé, sont estimées comme le rapport entre la concentration dans la matière grasse de la viande et la concentration dans le fourrage, exprimées en matière sèche. La biodisponibilité de ces composés serait inférieure de 20 à 50 % lorsque les animaux consomment directement des biosolides (ou du sol) (USEPA 1994a). Les auteurs ont donc utilisé des pentes diminuées de 20% pour estimer la contamination des animaux par ingestion directe de sol. Les valeurs utilisées sont présentées dans le tableau V-21.

Tableau V-21. Pentes d'absorption des PCDD/F et BPC pour les animaux à partir du fourrage (voie #4) et du biosolide¹ (voie #5)

Produit animal	A partir du fourrage		A partir du biosolide ¹	
	PCDD/F	BPC coplanaire	PCDD/F	BPC coplanaire
Gras de bœuf	5,0	3,1	4,0	2,5
Gras de produit laitier	5,0	4,3	4,0	3,4
Gras d'agneau	5,0	3,1	4,0	2,5
Gras de gibier	5,0	3,1	-	-

¹ Il semblerait que la concentration utilisée par les auteurs corresponde à la concentration dans le sol et non dans le biosolide.

La contamination du poisson à partir de l'eau est reflétée par le facteur de bioconcentration. Les poissons prédateurs sont aussi contaminés par ingestion d'autres poissons. Cette contamination est reflétée par la biomagnification. Le facteur de bioaccumulation (FBA) représente la combinaison de ces deux facteurs. Le niveau de contamination du poisson a été estimé à l'aide des FBA correspondant au quatrième niveau trophique. Les FBA pour les BPC coplanaires et les dioxines/furannes sont de 279 000 et 1 634 320, respectivement. Ces FBA sont exprimés en L/kg et ont été calculés sur la base de la teneur en lipides dans les poissons appartenant au quatrième niveau trophique (soit 3,1%).

La concentration de contaminant dans la partie consommable du poisson (filet) est quant à elle estimée à 50% de la concentration dans le poisson total (selon Branson et coll. 1985, cité par Abt Associates Inc, 1999).

1.4.4.2 Estimation de l'exposition humaine

Paramètres généraux relatifs à l'exposition

Le tableau V-22. indique les valeurs des paramètres utilisées par l'U.S.EPA pour représenter les HEI.

¹⁷ Ces données ne correspondent pas exactement, car une masse de 2 000 t/ha correspond à une densité de 1 330 kg/m³ (pour 15 cm de profondeur).

Tableau V-22. Valeurs de paramètres relatifs aux HEI

Paramètre	Valeur utilisée dans l'analyse de risque de l'U.S.EPA
Poids corporel	
- enfant nourri au sein	5,39 kg
- enfant 1-6 ans	16 kg
- enfant 4-6 ans	20 kg
- adulte	70 kg
Durée de vie	75 ans
Durée de l'exposition	
- allaitement	6 mois
- ingestion sol, site agricole	6 ans
- ingestion sol, site non agricole	3 ans
- inhalation poussières, travailleur	8 hr/jour
Taux d'ingestion	
- d'eau	2 L/j
- de poisson d'eau douce ¹	40 g/j
- de sol (enfant seulement)	0,4 g/j
- d'autres aliments	voir tableau V-23.
Taux d'inhalation	
- travailleur agricole	3,3 m ³ /hr
- non travailleur	

¹ selon Javitz, 1980, cité par U.S.EPA, 1992a.

Consommation alimentaire per capita de denrées alimentaires, et fraction de denrées contaminées

Les données de consommation alimentaire utilisées dans cette évaluation de risque (tableau V-23) proviennent d'une étude menée en 1989-91 (CSFII, Continuing Survey of Food Intakes by Individuals) portant sur le suivi de la consommation de 15 000 personnes (vivant dans les 48 États) pendant trois jours consécutifs (U.S.EPA, 1997b). Les valeurs originales « comme consommé » en poids frais ont été transformées en poids sec en utilisant les taux d'humidité également fournis par l'Exposure Factors Handbook (EFH) (U.S.EPA, 1997b). La consommation d'arachides et de champignons est dérivée des travaux de Pennington (c'est-à-dire ceux utilisés dans l'analyse de risque pour les métaux) car elles ne sont pas disponibles dans l'EFH (U.S.EPA, 1997b).

Tableau V-23. Taux d'ingestion de denrées alimentaires et fraction des denrées cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides

Denrées alimentaires	Taux d'ingestion (g m.s./kg-j) ¹	Fraction provenant de sol fertilisé par des biosolides ²
<i>VÉGÉTAUX</i>		
Fruits du jardin et légumes frais	0,0789	0,025
Graines et céréales	9,75 ³	0,025
Légumes à feuilles	0,031	0,025
Légumineuses	0,0219	0,025
Arachides	0,0375	0,025
Pommes de terre	0,219	0,025
Légumes racines	0,0340	0,025
Petits fruits	0,0106	0,25
Champignons	0,01 ⁴	0,25
<i>PRODUITS ANIMAUX⁵</i>		
Gras de bœuf	0,0818	0,097
Gras de produit laitier	1,76	0,031
Gras d'agneau	0,00299	0,097
Gras de gibier	0,001533	1,0

¹ Pour les végétaux, ces valeurs représentent la consommation moyenne per capita U.S.EPA, 1997b.

² Pour les végétaux, pire cas raisonnable selon USEPA 1992a cité par U.S.EPA, 1997b.

³ Cette valeur est le 95^{ème} centile de la consommation U.S.EPA, 1997b.

⁴ Cette valeur correspond à un HEI qui consomme essentiellement des champignons ramassés en forêt (USEPA 1992a cité par U.S.EPA, 1997b).

⁵ Selon CSFII (Abt Associates Inc, 1999)

Consommation de produits « maison »

Le fourrage donné aux animaux est considéré contaminé à 100%. La fraction de l'alimentation animale correspondant à l'ingestion de sol contaminé est de 1,5%.

Les données de consommation de produits « maison » (voir tableau V-24) sont celles obtenues chez des personnes qui produisent leurs propres denrées alimentaires. Les légumineuses et les arachides ne font pas partie des légumes cultivés. Les petits fruits ne sont pas non plus pris en compte. Les taux de consommation sont différents de ceux utilisés pour les produits de grande distribution et la fraction de produits contaminés est de 100%.

Tableau V-24. Taux d'ingestion de produits "maison"

Denrée alimentaire	Taux d'ingestion de produits "maison" (g m.s./kg-j) ¹	Fraction de produits contaminés
Fruits du jardin et légumes frais ²	0,238	1
Graines et céréales	9,75	1
Légumes à feuilles	0,147	1
Légumes frais	0,267	1
Maïs sucré	0,21	1

¹ Tiré de U.S.EPA, 1997b

² 95^{ème} centile U.S.EPA, 1997b

Paramètres relatifs à l'exposition par le lait maternel

L'estimation de la contamination du lait maternel et de l'enfant nourri au sein nécessite la connaissance de plusieurs paramètres, dont les valeurs sont présentées dans le tableau V-25.

Tableau V-25. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel

Paramètre	PCDD/F	BPC coplanaires
Proportion de contaminant stocké dans les graisses (f_1)	0,9	0,9
Proportion de contaminant ingéré qui est absorbé (f_4)	0,9	0,9
Demi-vie du contaminant chez l'adulte (h)	7 ans	1 an
Fraction du poids de la mère correspondant à des graisses (f_2)	0,3	
Proportion de matières grasses dans le lait (f_3)	0,04	
Taux d'ingestion de lait (kg/j)	1	
Durée de l'exposition (an)	0,5	
Poids moyen de l'enfant (kg)	5,39	

1.4.5 Résultats

1.4.5.1 Concentrations moyennes estimées dans le sol, l'air et l'eau de surface

Les concentrations de PCDD, PCDF et BPC coplanaires estimées dans le sol, l'eau de surface et l'air sont présentées dans les tableaux V-26 à V-28. Les concentrations présentées dans le rapport original sont les concentrations en composés individuels. Nous avons ajouté dans ces tableaux les concentrations totales exprimées en EQT afin que les données soient plus faciles à discuter. Nous avons également présenté, à titre de comparaison, les concentrations dans l'environnement estimées lorsque les épandages ont lieu sur des sites non agricoles. Il apparaît que les épandages en forêt et sur les sites accessibles au public conduisent à une plus forte teneur en PCDD, PCDF et BPC dans le sol que lors de l'épandage sur sols agricoles ou site en cours de revégétalisation. Les niveaux de contamination de l'eau de surface sont assez semblables pour l'épandage sur sol agricole, en forêt et sur sites au contact du public, mais la contamination de l'eau est plus faible d'un ordre de grandeur lorsque les biosolides sont épandus sur des sites en

cours de revégétalisation. La contamination de l'air par les vapeurs est maximale pour l'épandage en forêts et sur sites accessibles au public, elle est 10 fois plus faible pour les sites en cours de revégétalisation. La contamination de l'air pour les épandages sur sol agricole est intermédiaire. Cependant, le degré d'incertitude lié à ces estimations ne permet pas de conclure quant au caractère significatif de ces différences.

Une autre conclusion pouvant être tirée de ces résultats est que les BPC coplanaires contribuent faiblement au risque toxique, puisque leur concentration (exprimée en EQT) est toujours inférieure à celle des PCDD et/ou des PCDF d'un facteur au moins égal à 10.

Les doses d'exposition estimées à partir des concentrations obtenues et des taux d'exposition ne sont pas indiquées dans le rapport original (Abt Associates Inc, 1999), et ne sont donc pas présentées ici.

Tableau V-26. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans le sol par l'U.S.EPA

Composés	Sol agricole	Forêt	Site en cours de revégétalisation	Site accessible au public
PCDDs individuelles (ng/kg m.s.)				
2,3,7,8 – tetrachlorodibenzo-p-dioxin	1,6	3,4	0,41	3,7
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxin	3,0	9,3	0,82	1,0
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	1,6	7,5	0,48	8,2
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	1,4	5,5	0,41	6,0
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-p-dioxin	1,5	5,5	0,42	6,0
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo-p-dioxin	3,5	20	1,1	21
Octachlorodibenzo-p-dioxin	4,4	30	1,4	33
PCDD totaux (ng EQT/kg m.s.)	3,59	10	0,96	11
PCDF individuels (ng/kg m.s.)				
2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran	0,73	0,019	0,0033	0,039
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuran	0,0043	0,015	0,0012	0,017
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran	5,1	19	1,5	20
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuran	1,7	6,3	0,49	6,9
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	1,2	5,3	0,35	5,8
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuran	0,79	3,1	0,23	3,4
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	0,77	3,0	0,22	3,3
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuran	0,65	2,3	0,18	2,6
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuran	0,13	0,49	0,038	0,53
Octachlorodibenzofuran	0,43	2,8	0,13	3,1
PCDF totaux (ng EQT/kg m.s.)	3,1	11	0,88	12
BPC coplanaires individuels (ng/kg m.s.)				
3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl	0,004	0,022	0,001	0,024
3,4,4',5-tetrachlorobiphenyl	0,0002	0,0012	0,000054	0,0013
3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl	1,1	5,4	0,28	5,9
3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl	0,027	0,19	0,0071	0,21
BPC coplanaires totaux (ng EQT/kg m.s.)	0,11	0,54	0,028	0,59
PCDD, PCDF, BPC totaux (ng EQT/kg m.s.)	6,8	22	1,9	23

Source : Abt Associates Inc, 1999

Tableau V-27. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'eau de surface par l'U.S.EPA

Composés	Sol agricole	Forêt	Site en cours de revégétalisation	Site accessible au public
PCDD individuelles (ng/L)				
2,3,7,8 – tetrachlorodibenzo-p-dioxin	$4,3 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-8}$	$1,1 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxin	$8,4 \times 10^{-8}$	$2,8 \times 10^{-8}$	$2,3 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-8}$
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	$1,6 \times 10^{-9}$	$8,0 \times 10^{-9}$	$4,8 \times 10^{-10}$	$8,9 \times 10^{-9}$
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	$2,7 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$	$7,7 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-8}$
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-p-dioxin	$2,7 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-8}$	$7,7 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-8}$
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo-p-dioxin	$1,8 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-8}$	$5,4 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-8}$
Octachlorodibenzo-p-dioxin	$5,9 \times 10^{-9}$	$4,1 \times 10^{-8}$	$1,8 \times 10^{-9}$	$4,6 \times 10^{-8}$
PCDD totaux (ng EQT/L)	$4,7 \times 10^{-8}$	$2,7 \times 10^{-8}$	$2,5 \times 10^{-9}$	$3,0 \times 10^{-8}$
PCDF individuels (ng/L)				
2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran	$2,2 \times 10^{-9}$	$6,2 \times 10^{-9}$	$5,7 \times 10^{-10}$	$6,9 \times 10^{-9}$
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuran	$1,1 \times 10^{-9}$	$3,9 \times 10^{-9}$	$3,0 \times 10^{-10}$	$4,3 \times 10^{-9}$
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran	$1,3 \times 10^{-8}$	$4,9 \times 10^{-8}$	$3,6 \times 10^{-9}$	$4,5 \times 10^{-8}$
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuran	$3,2 \times 10^{-9}$	$1,2 \times 10^{-8}$	$9,1 \times 10^{-10}$	$1,4 \times 10^{-8}$
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	$2,3 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-8}$	$6,6 \times 10^{-10}$	$1,3 \times 10^{-8}$
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuran	$1,5 \times 10^{-9}$	$6,1 \times 10^{-9}$	$4,2 \times 10^{-10}$	$6,8 \times 10^{-9}$
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	$1,4 \times 10^{-9}$	$5,9 \times 10^{-9}$	$4,1 \times 10^{-10}$	$6,6 \times 10^{-9}$
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuran	$5,6 \times 10^{-8}$	$2,2 \times 10^{-9}$	$1,6 \times 10^{-10}$	$2,4 \times 10^{-9}$
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuran	$1,2 \times 10^{-10}$	$4,5 \times 10^{-10}$	$3,3 \times 10^{-11}$	$5,0 \times 10^{-10}$
Octachlorodibenzofuran	$7,2 \times 10^{-11}$	$4,8 \times 10^{-10}$	$2,2 \times 10^{-11}$	$5,3 \times 10^{-10}$
PCDF totaux (ng EQT/L)	$7,6 \times 10^{-9}$	$2,9 \times 10^{-8}$	$2,1 \times 10^{-9}$	$2,8 \times 10^{-8}$
BPC coplanaires individuels (ng/L)				
3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl	$1,2 \times 10^{-11}$	$7,8 \times 10^{-11}$	$3,2 \times 10^{-12}$	$8,7 \times 10^{-11}$
3,4,4',5'-tetrachlorobiphenyl	$6,4 \times 10^{-12}$	$4,0 \times 10^{-12}$	$1,6 \times 10^{-13}$	$4,5 \times 10^{-12}$
3,3',4,4',5'-pentachlorobiphenyl	$2,8 \times 10^{-9}$	$1,6 \times 10^{-8}$	$7,2 \times 10^{-10}$	$1,8 \times 10^{-9}$
3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl	$4,4 \times 10^{-12}$	$3,3 \times 10^{-10}$	$1,2 \times 10^{-11}$	$3,7 \times 10^{-10}$
BPC coplanaires totaux (ng EQT/L)	$2,8 \times 10^{-10}$	$1,6 \times 10^{-9}$	$7,2 \times 10^{-11}$	$1,8 \times 10^{-9}$
PCDD, PCDF et BPC totaux (ng EQT/L)	$5,5 \times 10^{-8}$	$5,8 \times 10^{-8}$	$4,7 \times 10^{-9}$	$5,9 \times 10^{-8}$

Source : Abt Associates Inc, 1999

Tableau V-28. Concentrations de composés « dioxin-like » estimées dans l'air par l'U.S.EPA

Composés	Sol agricole	Forêt	Site en cours de revégétalisation	Site accessible au public
PCDD individuelles (pg/m³)				
2,3,7,8 – tetrachlorodibenzo-p-dioxin	1,8 x 10 ⁻³	4,3 x 10 ⁻³	4,5 x 10 ⁻⁴	4,8 x 10 ⁻³
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo-p-dioxin	1,6 x 10 ⁻³	5,3 x 10 ⁻³	4,5 x 10 ⁻⁴	5,9 x 10 ⁻³
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	3,7 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻³	1,1 x 10 ⁻⁴	1,9 x 10 ⁻³
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo-p-dioxin	5,5 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³	1,6 x 10 ⁻⁴	2,3 x 10 ⁻³
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo-p-dioxin	5,5 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³	1,6 x 10 ⁻⁴	2,3 x 10 ⁻³
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo-p-dioxin	4,0 x 10 ⁻⁴	2,1 x 10 ⁻³	1,2 x 10 ⁻⁴	2,4 x 10 ⁻³
Octachlorodibenzo-p-dioxin	2,9 x 10 ⁻⁵	1,9 x 10 ⁻⁴	8,8 x 10 ⁻⁶	2,1 x 10 ⁻⁴
PCDD totaux (pg EQT/m³)	2,8 x 10⁻³	7,6 x 10⁻³	7,2 x 10⁻⁴	8,4 x 10⁻³
PCDF individuels (pg/m³)				
2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran	5,5 x 10 ⁻⁴	1,6 x 10 ⁻³	1,5 x 10 ⁻⁴	1,7 x 10 ⁻³
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuran	1,9 x 10 ⁻⁴	6,6 x 10 ⁻⁴	5,3 x 10 ⁻⁵	7,4 x 10 ⁻⁴
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran	2,1 x 10 ⁻³	7,8 x 10 ⁻³	6,1 x 10 ⁻⁴	8,7 x 10 ⁻³
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuran	7,1 x 10 ⁻⁴	2,6 x 10 ⁻³	2,0 x 10 ⁻⁴	2,9 x 10 ⁻³
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	3,3 x 10 ⁻⁴	1,4 x 10 ⁻³	9,6 x 10 ⁻⁵	1,6 x 10 ⁻³
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuran	2,7 x 10 ⁻⁴	1,1 x 10 ⁻³	7,9 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻³
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuran	2,7 x 10 ⁻⁴	1,5 x 10 ⁻³	7,7 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻³
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuran	2,7 x 10 ⁻⁴	1,0 x 10 ⁻³	7,7 x 10 ⁻⁵	1,1 x 10 ⁻³
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuran	5,7 x 10 ⁻⁵	2,1 x 10 ⁻⁴	1,6 x 10 ⁻⁵	2,3 x 10 ⁻⁴
Octachlorodibenzofuran	1,3 x 10 ⁻⁵	8,1 x 10 ⁻⁵	4,0 x 10 ⁻⁶	9,0 x 10 ⁻⁵
PCDF totaux (pg EQT/m³)	1,3 x 10⁻³	4,8 x 10⁻³	3,7 x 10⁻⁴	5,3 x 10⁻³
BPC coplanaires individuels (pg/m³)				
3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl	4,6 x 10 ⁻⁶	2,9 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻⁶	3,3 x 10 ⁻⁵
3,4,4',5'-tetrachlorobiphenyl	2,4 x 10 ⁻⁷	1,5 x 10 ⁻⁶	6,1 x 10 ⁻⁸	1,7 x 10 ⁻⁶
3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl	1,4 x 10 ⁻³	8,5 x 10 ⁻³	3,7 x 10 ⁻⁴	9,5 x 10 ⁻³
3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl	2,1 x 10 ⁻⁵	1,6 x 10 ⁻⁴	5,5 x 10 ⁻⁶	1,8 x 10 ⁻⁴
BPC coplanaires totaux (pg/m³)	1,4 x 10⁻¹⁰	8,5 x 10⁻¹⁰	3,7 x 10⁻¹¹	9,5 x 10⁻⁴
PCDD, PCDF et BPC totaux (pg/m³)	4,2 x 10⁻³	1,3 x 10⁻²	1,1 x 10⁻³	1,5 x 10⁻²

Source : Abt Associates Inc, 1999

1.4.5.2 Risque de cancer pour chaque HEI résultant de l'épandage de biosolides

Le facteur de risque de cancer (qui correspond à la pente de la relation dose-réponse) utilisé par les auteurs est celui publié par HEAST pour la 2,3,7,8-TCDD, soit $1,5 \times 10^5$ (mg/kg-j)⁻¹ pour l'exposition par voie orale et par inhalation. Cette valeur a été obtenue lors d'une étude de 720 jours menée sur des rats chez lesquels des tumeurs des voies respiratoires et du foie ont été observées (U.S.EPA 1995b). Cette valeur était en cours de révision par l'U.S.EPA lors de la publication de cette évaluation de risque (Abt Associates Inc, 1999).

Comme les concentrations en PCDD, PCDF et BPC ont été exprimées en équivalent toxiques de la 2,3,7,8-TCDD, ce facteur a été utilisé pour estimer le risque lié à ces 21 composés.

Le risque à la santé humaine lié à l'exposition aux PCDD, PCDF et BPC coplanaires apportés par les biosolides (293,2 mg EQT/kg) sur les sols agricoles a été estimé pour chaque voie d'exposition individuelle. Les valeurs sont présentées dans le tableau V-29. Pour comparaison, nous avons présenté en parallèle les risques estimés pour épandage de biosolides sur sites non agricoles. Les chiffres en caractère gras indiquent les risques d'excès de cancer supérieurs à 1 cas pour 1 million de personnes.

Tableau V-29. Risques de cancer pour chaque HEI résultant de l'application de biosolides sur différents types de sites, selon l'U.S.EPA

Voie d'exposition ¹	Site d'application			
	Agricole	Forêt	Revégétalisation	Site accessible au public
1	1,8 x 10⁻⁶	1,2 x 10 ⁻⁷	8,7 x 10 ⁻⁹	1,3 x 10 ⁻⁷
2	8,9 x 10⁻⁶	n.a.	n.a.	n.a.
3	8,3 x 10⁻⁵	3,5 x 10⁻⁵	3,5 x 10⁻⁵	8,3 x 10⁻⁵
4	2,5 x 10⁻⁶	2,2 x 10 ⁻⁷	1,7 x 10 ⁻⁸	n.a.
5	1,7 x 10⁻⁵	n.a.	n.a.	n.a.
11	1,7 x 10⁻⁵	n.a.	n.a.	n.a.
12	8,1 x 10 ⁻⁷	3,7 x 10⁻⁶	2,2 x 10 ⁻⁷	4,1 x 10⁻⁶
13	5,5 x 10 ⁻⁷	2,1 x 10⁻⁶	1,5 x 10 ⁻⁷	2,3 x 10⁻⁶
15A	1,0 x 10⁻⁵	3,6 x 10⁻⁵	2,4 x 10⁻⁶	1,0 x 10⁻⁶
15B	5,6 x 10 ⁻⁷	2,2 x 10⁻⁶	1,6 x 10 ⁻⁷	2,4 x 10⁻⁶

Source : Abt Associates Inc, 1999

¹ Définies dans le tableau V-8

n.a. = ne s'applique pas

Ces résultats indiquent que, quel que soit le site d'épandage, l'ingestion de biosolides par les jeunes enfants (#3) est la voie la plus à risque. En milieu agricole, les autres voies les plus importantes sont la consommation de viande contaminée par ingestion de biosolides (#5), l'inhalation de poussières par les travailleurs agricoles (#11), l'ingestion de lait maternel (#15A). Pour les voies non agricoles, l'ingestion de lait maternel reste une voie importante lors de l'exposition via l'épandage en forêts. À noter également que le risque de contamination de l'eau par érosion serait 4 à 5 fois plus important lors du traitement des forêts et des sites au contact du public que dans le contexte agricole.

1.4.6 Critique de cette évaluation de risque

L'exposition par les voies individuelles a été généralement estimée à partir de valeurs plus conservatrices que celles utilisées dans l'évaluation de risques pour les métaux (section V-1.3). Par exemple, le taux d'ingestion de sol par les enfants ou le taux d'ingestion des denrées alimentaires est supérieur; la fraction de légumes « maison » contaminés est égale à 1, etc... Toutefois, des voies d'exposition a priori non négligeables, telles que l'ingestion de sol après l'âge de 6 ans, ne sont pas non plus prises en compte.

La critique la plus importante reste, là aussi, que le risque n'a pas été estimé de façon globale, bien que des scénarios impliquant plusieurs voies d'exposition soient plus plausibles que des scénarios à voie unique. Si par exemple on considère qu'un individu exposé, dans le contexte agricole, par ingestion de légumes, de viande, d'eau de surface et de poisson et inhalation d'air, le risque serait de $4,85 \times 10^{-5}$ soit un excès de cancer sur 20 618 personnes. Si l'individu a passé toute sa vie dans la ferme, il faut tenir compte aussi de l'exposition lors de son enfance (allaitement et ingestion de sol), ce qui conduit à un risque de 14×10^{-5} , soit environ un excès de cancer sur 7 000 personnes.

La réglementation américaine considère qu'un excès de risque de cancer sur 10 000 personnes (HEI exposés par une seule voie) est acceptable.

1.5 Évaluation des risques à la santé liés à l'utilisation de matières fertilisantes minérales : risques liés aux métaux et aux dioxines/furannes

L'objectif de cette étude (U.S.EPA, 1999a) était d'estimer le risque à la santé humaine dû à l'utilisation de matières fertilisantes et autres amendements de sols agricoles. Les produits concernés sont les éléments majeurs (N, P (P_2O_5), K (K_2O)), les éléments secondaires (i.e. B, Cl, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Na et Zn) et les amendements calciques ou magnésiens (par exemple, chaux), soit au total 13 produits. Le calcium, le magnésium et les sulfures sont considérés comme des nutriments secondaires. On les retrouve (Ca, Mg) dans les matériaux de chaulage. Les éléments secondaires sont souvent dérivés de matières résiduelles.

En 1996 (jusque fin juin), 54 millions de tonnes de matières fertilisantes commerciales et de chaux ont été achetées pour être utilisées aux États-Unis. Les éléments majeurs (NPK) comptaient alors pour 91%, les chaux pour 4% et les matières fertilisantes organiques pour 1%.

Une méthode probabiliste a été utilisée pour évaluer la distribution du risque sur la durée de vie pour les fermiers et leurs enfants exposés à 9 métaux et 17 congénères de dioxines/furannes provenant de 13 matières fertilisantes, dans 29 régions climatiques différentes. Le logiciel Crystal Ball[®] a été utilisé pour faire les simulations Monte-Carlo des concentrations dans le sol, l'eau de surface, les plantes et les animaux combinées à la distribution des quantités de contaminants et des taux d'application des matières fertilisantes.

Les récepteurs évalués sont les fermiers et leurs enfants. Les voies d'exposition (adulte et enfant) sont :

- ingestion directe des matières fertilisantes pendant l'application (adultes seulement),
- ingestion de sol amendé,
- inhalation pendant et après épandage : particules et vapeurs,
- ingestion de denrées alimentaires contaminées,
 - plantes contaminées par l'air et le sol (graines, fruits, légumes non-fruits et racines),
 - animaux contaminés par les plantes uniquement,
- ingestion de poisson pêché dans des cours d'eau potentiellement contaminés par érosion éolienne et par ruissellement.

La contamination de l'eau souterraine a été estimée négligeable et l'exposition par cette voie n'a donc pas été prise en compte. Le risque écologique n'a pas été estimé mais les teneurs obtenues dans les cours d'eau ont été comparées aux critères de l'U.S.EPA sur la qualité du milieu ambiant (données non accessibles).

1.5.1 Caractéristiques des matières fertilisantes et scénarios d'épandage et d'exposition

Selon U.S.EPA, 1999a, les matières fertilisantes qui apportent N, P ou K sont moins fortement contaminées en métaux (Cd, Pb, Ni et Cu) que les matières fertilisantes secondaires qui apportent du zinc, car les matières fertilisantes riches en zinc proviennent souvent de déchets industriels. Les métaux concernés par cette évaluation sont As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Vn et Zn. Le taux d'application du fertilisant « complet » (principe actif et formulation) dépend de la concentration du produit en principe actif (N, P, etc...). Par conséquent, l'apport de contaminant dépend directement du taux d'application de principe actif, et du niveau de contamination du produit exprimée en terme de quantité de contaminant par quantité de principe actif. Cependant, la teneur en contaminant exprimée en fonction du principe actif n'est pas disponible, ce qui rend ce calcul impossible à partir des données disponibles dans U.S.EPA, 1999a. Selon l'« Office of Pollution Prevention and Toxics » (OPPT, cité par U.S.EPA, 1999a), les charges de métaux apportées sur les sols agricoles par les matières fertilisantes sont généralement inférieures à 0,1 kg/ha-an. Les données de l'OPPT sont résumées dans le tableau V-30.

Tableau V-30. Estimation des charges annuelles de métaux apportées sur les sols agricoles américains par les matières fertilisantes minérales

Fertilisant	Taux d'application maximal du principe actif ¹	Charge en métaux (individuel) ²
NPK (pour N)	231	- Pb 0,10
Phosphate	194	< 0,1 Sauf Cr 0,1 Va 0,173 Zn 0,15
K ₂ O	177	<0,001
Bore	3,36	<0,001 Sauf As 0,023
Fer	22,4	- As 0,5 Pb 1,6
Manganèse	11,2	<0,004 Zn 0,004
Sulfure (nutriment)	44,8	- Zn 0,18
Zinc	11,2	< 0,1 Sauf Pb 0,884
Sulfure (Ph)	2 240	- Cu 0,11
Gypse	4 480	<0,30 Zn 0,48 Vn 0,30
Agents de chaulage	8 960	- Zn 6,6 Pb 0,69 Cu 0,6

Source : OPPT cité par U.S.EPA, 1999a

¹ Taux maximal en kg/ha

² En kg/ha-an

Le niveau de contamination des matières fertilisantes par les dioxines/furannes a été déterminé pour 51 produits par le Département d'écologie de l'État de Washington en 1998. Les teneurs mesurées, exprimées en EQT, sont présentées dans le tableau V-31. Dans la plupart des matières fertilisantes, les PCDD/F sont non détectables, sauf dans les agents chaulants, qui contiennent en moyenne 36 ng EQT/kg de PCDD/F, et dans les micronutriments contenant du zinc (déchets industriels).

Tableau V-31. Teneurs en dioxines/furannes dans les matières fertilisantes américaines

Fertilisant	PCDD/F (ng EQT/kg)
Phosphate	0,45
Potasse	0,74
Fer	1,08
Micronutriments de zinc	- ¹
Magnésium	0,47
Agents chaulants	36,0

Source : Rogowski et Golding (1998), cité par U.S.EPA, 1999a. Les valeurs inférieures à la limite de détection ont été comptabilisées comme étant égales à la moitié de la limite de détection.

¹ Valeurs comprises entre 0,02 et 1500 ng/kg par congénère, pour 12 échantillons

1.5.2 Estimation de la contamination de l'environnement et des aliments

L'U.S.EPA a considéré que les matières fertilisantes étaient appliquées tous les ans pendant 100 ans. Les taux d'application des matières fertilisantes étant très variables, l'U.S.EPA a choisi d'utiliser une distribution statistique pour représenter les taux d'application¹⁸. Les taux d'application sont exprimés en kg de principe actif/ha-an. La distribution des valeurs est normale. Les caractéristiques des distributions sont présentées dans le tableau V-32.

Tableau V-32. Taux d'application des matières fertilisantes exprimées en principe actif

Fertilisant	Taux d'application en principe actif (kg/ha-an)	
	Moyenne	95 ^{ème} centile
NPK pour N	139	231
NPK pour P	94	194
Phosphate (P ₂ O ₅)	94	194
Potasse (K ₂ O ₅)	103	177
Fer	11,2	22,4
Bore	2,24	3,36
Manganèse	4,48	11,2
Zinc	5,6	11,2
Mélange de micronutriments	8,4	33,6
Sulfure (nutriment)	22,4	44,8
Sulfure (pH)	896	2240
Gypse	2240	4,48
Chaux (CaCO ₃) ¹	4480	8960

¹ Le chaulage se fait généralement tous les trois ans mais la valeur a été normalisée ici pour un traitement annuel.

Les caractéristiques des sols ont un rôle important sur la disponibilité et la mobilité des contaminants. Par exemple, le pH et la teneur en argile ont une forte influence sur la solubilité (K_d) et donc sur la phytodisponibilité des métaux (pentes d'absorption par les plantes). L'U.S.EPA a donc utilisé les distributions statistiques des caractéristiques de différents sols représentatifs de l'ensemble du territoire agricole des États-Unis. Les interactions possibles entre métaux, telles que l'interaction Cd-Zn, n'ont pas été prises en compte dans l'analyse de risque.

1.5.2.1 Concentration dans le sol

La concentration totale dans le sol est égale à la somme des concentrations de contaminants adsorbé, dissous et présent dans la phase gazeuse (bilan de masse). Des équations analogues à celles utilisées sont présentées dans la section V-2.3.1.1.1.

¹⁸ Davantage de détails peuvent être obtenus dans le document original (<http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/recycle/fertiliz/risk/report.pdf>)

Les pertes de contaminants du sol par différents processus ont été estimées. Nous présentons ici un bref aperçu des approches utilisées, mais les détails peuvent être consultés dans le document original (U.S.EPA, 1999a).

- Les pertes par dégradation sont estimées à partir du bilan des pertes de composé. Si les pertes dues à la volatilisation, au lessivage et à l'érosion sont supérieures aux pertes estimées selon la demi-vie dans le sol, alors les pertes par dégradation sont nulles. Dans le cas contraire, la différence entre la perte due à la demi-vie et les pertes par les autres processus que la dégradation est égale aux pertes par dégradation.
- La volatilisation des composés à partir du sol est basée sur les équations de Jury et collaborateurs (Jury et coll., 1983; Jury et coll., 1984; Jury et coll., 1990). La volatilisation, due aux processus de diffusion des composés sous forme gazeuse dans le sol, est accrue par les phénomènes d'évaporation. Le flux de contaminant vers l'atmosphère correspond à la somme du flux par évaporation et du flux par diffusion.
- Le flux de contaminants lessivés dans l'eau souterraine tient compte des précipitations, de l'irrigation et du ruissellement
- Le ruissellement est décrit par une équation semblable à celle utilisée pour le lessivage.
- Ces estimations supposent (i) une relation linéaire entre la phase adsorbée et la phase dissoute, (ii) une relation linéaire entre la phase dissoute et la phase gazeuse, (iii) un apport de contaminant provenant uniquement des matières fertilisantes, (iv) une concentration uniforme de contaminants dans le sol et (v) le labourage se fait toujours sur la même profondeur, ce qui fait que les couches inférieures de sol ne sont pas considérées lorsque la hauteur de sol augmente. Un certain nombre des paramètres (spécifiques du climat, du produit ou du contaminant) impliqués ont varié lors de la simulation Monte-Carlo.

1.5.2.2 Modélisation de la chaîne alimentaire

La contamination de l'homme par la chaîne alimentaire comprend l'ingestion de plantes, de viande et de poisson. La contamination des plantes a été estimée par des pentes d'absorption (absorption racinaire), des facteurs de transfert air-plante (absorption par les parties de la plante situées au-dessus du sol) et par déposition (contamination par des dépositions externes). Les animaux terrestres sont contaminés par ingestion de plantes contaminées. Les poissons d'eau douce sont contaminés par l'eau dans laquelle ils vivent. Nous ne présenterons ici qu'un bref résumé de la méthodologie utilisée. Davantage de détails peuvent être consultés dans le document original.

Contamination des plantes par les métaux

Les pentes d'absorption par les plantes ont été estimés à partir de données recueillies dans la

littérature¹⁹. Les études sélectionnées ont été réalisées en champ, sauf pour le nickel et le zinc pour lesquels des données obtenues en serre ont dû être retenues, par manque de données en champ²⁰, et elles ne concernent que l'absorption des métaux apportés par des matières fertilisantes inorganiques. Les catégories de plantes ont été déterminées en tenant compte du transfert des contaminants dans les différentes parties de la plante (racine, tige et feuilles, fruits et fleurs). Les cinq catégories de produits végétaux sont : racines, grains²¹, fruits (fruits et légumes-fruits, fleurs, noix, graines), autres légumes (« herbage »)²² (parties végétales non reproductives situées au dessus de la terre et consommées par l'humain) et fourrage (parties végétales non reproductives situées au dessus de la terre et consommées par les animaux mais pas par l'humain). Les valeurs utilisées pour l'évaluation de risques sont les moyennes arithmétiques des pentes individuelles recueillies.

Contamination des plantes par les dioxines/furannes

Les dioxines/furannes peuvent être absorbées par les racines ou lors du transfert air-plante. La méthodologie utilisée pour estimer la contamination des plantes par les dioxines/furannes apportées dans le sol est semblable à celle décrite dans l'évaluation de risque sur les biosolides (voir section V-1.4). Le transfert air-plante se produit lorsque le tissu végétal est en contact avec l'air. Par conséquent, les parties végétales protégées sont peu susceptibles d'être contaminées par cette voie (par exemple, le centre d'un fruit sera très peu contaminé comparé à sa périphérie). Dans cette évaluation de risque, un coefficient d'interception tient compte du taux d'exposition des végétaux à l'air ambiant. Son estimation nécessite la connaissance du rendement de production de chaque espèce végétale considérée.

La contamination des plantes par la projection de sol sur les feuilles situées près du sol lors des précipitations n'a pas été prise en compte.

Contamination des animaux

Les teneurs en métaux et dioxines/furannes dans les produits issus d'animaux nourris par des plantes cultivées sur des sols amendés par des matières fertilisantes doivent être déterminées pour estimer l'exposition indirecte de l'humain. Les bovins de boucherie sont nourris principalement de pâturage, foin et ensilage. Pour les vaches laitières, confinées dans leur étable,

¹⁹ Les trois sources de données majeures sont : *Risk-based concentrations for arsenic, cadmium and lead in inorganic commercial fertilizers* (California Dept of Food and Agriculture, 1998, cité par U.S.EPA, 1999); *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants* (Sample et coll. 1997 cité par U.S.EPA, 1999) et *Risk based standards for arsenic, lead and cadmium in urban soils* (Chaney et Ryan, 1994 cité par U.S.EPA, 1999).

²⁰ Les pentes d'absorption obtenues en serre sont souvent plus élevées que celles obtenues en champ à cause de la transpiration accrue des plantes due aux conditions particulières des serres. Pour le cadmium, les pentes moyennes correspondant aux études champ et serre sont 0,8, 2,5, 3,2, 4 et 107 fois plus élevés que elles obtenues en champ uniquement (grains, racines, autres légumes, fourrage et fruits, respectivement).

²¹ Dans cette évaluation de risque, les grains ne représentent que les plantes appartenant à la famille *Poaceae* (graminée), et n'incluent donc pas forcément tous les grains consommés par les animaux. Par exemple, le soja fait partie des légumineuses et non des grains.

²² Le terme original (« herbage ») a été traduit comme autre légume car cette traduction est réaliste dans ce contexte.

l'alimentation est plus riche en grains, est supplémentée, et ces vaches sont supposées ingérer moins de sol que les bovins qui pâturent. La contamination des aliments pour animaux provient du transfert par les racines, de la déposition des particules et du transfert air-plante. Le fourrage est exposé par absorption via le sol, par les particules et par le transfert air-plante, mais les grains et l'ensilage sont considérés comme protégés des particules et du transfert air-plante.

La contamination des poissons par les métaux est estimée à partir de facteurs de bioconcentration (FBC) qui correspondent au rapport entre la concentration totale de métaux dans l'eau sur la concentration dans le poisson ou à partir de facteurs de bioaccumulation (FBA) qui correspondent au rapport entre la concentration de métaux dissous dans l'eau sur la concentration dans le poisson. Pour les dioxines/furannes, les auteurs ont utilisé des facteurs de bioaccumulation par rapport aux sédiments (FBAS) (concentration dans les sédiments/concentration dans le poisson).

1.5.2.3 Concentration dans l'air

La contamination de l'air par les particules et par les composés volatilisés a été estimée. L'érosion éolienne est estimée en considérant que le terrain n'est pas recouvert de végétation ou de neige et que la surface du sol est un réservoir illimité de particules sujettes à l'érosion. Les équations proviennent de l'U.S.EPA (*Compilation of air pollution emissions factors* 1985b, cité par U.S.EPA, 1999a). Ces facteurs relient la quantité de polluant relargué dans l'atmosphère à l'activité associée à ce relargage (par exemple, érosion éolienne).

L'émission de particules respirables²³ due à l'érosion éolienne est la même que celle utilisée dans l'évaluation du risque lié à l'épandage de biosolides de papetière (section V-1.2.2.5) :

$$E_{\text{wind}} = 0.036 \times (1 - V) \times \left(\frac{u}{u_t} \right)^3 \times f(x)$$

où

E_{wind} = émission de PM_{10} par érosion due au vent,

V = couverture végétale (fraction),

u = vitesse moyenne du vent (m/s),

u_t = seuil de la vitesse du vent (m/s),

$f(x)$ = fonction de la hauteur des inégalités du sol.

²³ Selon U.S.EPA, 1999, il s'agit de particules respirables, mais selon U.S.EPA, 1990, il s'agissait de particules totales.

Les émissions de particules lors du labourage sont estimées comme suit :

$$E_{at} = 5.38 \times K_{at} \times S^{0.6} \times N_{op} \times CF$$

où

E_{at} = émission de sol (PM_{10} ou PM_{30}) due au labourage ($g/m^2/s$),

K_{at} = multiplicateur de la taille de particules pour ajuster les résultats à PM_{10} ou PM_{30} ,

S = teneur en limon (silt, %),

N_{op} = nombre de jours d'opérations (j)²⁴

CF = facteur de conversion²⁵ ($[j.g.ha]/[s.kg.m^2]$)

La dispersion des particules et des composés volatilisés dans l'air a été simulée par le modèle ISCST3. Ce modèle permet d'estimer i) la concentration de vapeurs dans l'air, ii) la déposition humide des vapeurs, iii) la concentration de particules dans l'air, iv) la déposition humide des particules et v) la déposition sèche des particules. Pour cette évaluation de risques, l'option de la déplétion de la plume humide est activée et utilisée pour estimer la disposition des particules et des vapeurs. L'option de la déplétion de plume sèche n'a pas été utilisée. L'exclusion de cette option entraîne la surestimation de la concentration dans l'air et du taux de dépôt humide. Les concentrations dans l'air et les taux de déposition spécifiques du produit chimique ont été estimées à partir des données fournies par ce modèle.

1.5.2.4 Concentration dans l'eau de surface

La contamination de l'eau de surface a été estimée de manière différente de celle déjà vue dans les autres évaluations de risque. La méthodologie utilisée est plus complexe et fait intervenir quatre zones : la zone traitée, la zone située entre la zone traitée et le cours d'eau, la zone tampon et la surface du bassin versant. Cette méthodologie nécessite de nombreuses connaissances de terrain dont la détermination dans le contexte d'une évaluation de risque globale présente une incertitude importante. Les lecteurs intéressés pourront consulter cette méthodologie dans le document original.

1.5.3 Estimation de l'exposition des HEI

Les algorithmes utilisés pour estimer l'exposition des HEI aux contaminants apportés par les matières fertilisantes sont décrites dans le tableau V-33.

²⁴ N_{op} = 8 jours/an pour les micronutriments et 16 j/an pour les autres fertilisants

²⁵ La teneur en limon varie de 3% à 87% suivant le sol agricole.

Tableau V-33. Algorithmes utilisés pour estimer l'exposition humaine aux contaminants apportés par les matières fertilisantes

Voie d'exposition	Algorithmes	Définitions
Ingestion de végétaux exposés	$D_j = (C_{j,d} + C_{j,v} + C_{j,r}) \times I_j \times FC_j$	D_j = dose apportée par ingestion de végétaux (légumes et fruits) (mg/j) $C_{j,d}$ = concentration dans la plante due à la déposition (mg/kg m.s.) $C_{j,v}$ = concentration dans la plante due au transfert air-plante (mg/kg m.s.) $C_{j,r}$ = concentration dans la plante due à l'absorption racinaire (mg/kg m.s.), I_j = taux ingestion des végétaux exposés (kg m.s./j) FC_j = fraction de végétaux exposés consommés.
Ingestion de racines exposées	$C_{rac} = C_{sol} \times PA$ (métaux) $C_{rac} = \frac{C_{sol} \times RCF}{K_d}$ (dioxines/furannes) $D_{rac} = C_{rac} \times FC_{rac} \times I_{rac}$	D_{rac} = dose apportée par consommation de racines (mg/j) C_{sol} = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg) C_{rac} = concentration dans les légumes racines due à la déposition des dioxines/furannes (mg/kg m.f.) ou des métaux (mg/kg m.s.) I_{rac} = taux d'ingestion des légumes racines exposés (dioxines/furannes : kg m.f./j ; Métaux : kg m.s./j) FC_{rac} = fraction de légumes racines exposés. RCF = ratio de concentration dans les racines/concentration dans l'eau du sol. K_d = coefficient de partage sol : eau (ml/g) (mg/kg.m.f.plante)/(mg/l eau du sol). PA = pente d'absorption du métal par la plante (mg/kg m.s. plante)/(mg/g sol).
Ingestion journalière de contaminants par la viande et le lait	$D_k = C_k \times I_k \times FC_k$	D_k = dose apportée par ingestion de viande de bœuf ou de lait (mg/j) C_k = concentration dans le tissu animal (dioxines/furannes : mg/kg m.f.; métaux : mg/kg m.s.) I_k = taux de consommation du tissu k (dioxines/furannes : kg m.f./j; métaux : kg m.s./j) FC_k = fraction de tissu contaminé
Absorption de polluant par ingestion de sol	$D_s = C_s \times FR_s \times FC_s$	D_s = dose apportée par ingestion de sol contaminé (mg/j) C_s = concentration moyenne du polluant dans le sol au cours de la période d'exposition (mg/kg). I_s = taux d'ingestion du sol (kg/j) FC_{sol} = fraction de sol contaminé ingéré
Ingestion journalière de contaminants par le poisson ¹	$D_{poisson} = C_{poisson} \times I_{poisson} \times FC_{poisson}$	$D_{poisson}$ = dose apportée par ingestion de poisson (mg/j) $C_{poisson}$ = concentration dans le poisson (mg/kg) $I_{poisson}$ = taux consommation du poisson (kg/j), $FC_{poisson}$ = fraction de poisson contaminé
Exposition journalière totale (Enfant et adulte fermier)	$D = D_s + D_j + D_k + D_{rac}$	Dose totale de contaminant par voie d'ingestion (sauf poisson) (mg/j).

¹ Cette voie d'exposition n'a été considérée que pour les pêcheurs, et ne semble pas avoir été incluse pour estimer l'exposition des fermiers et de leurs enfants.

1.5.4 Estimation du risque

Le risque pour les composés non carcinogènes est déterminé par comparaison avec les doses de référence, c'est-à-dire la RfD (mg/kg-j, ingestion) ou la RfC (mg/m³, inhalation) fournies par IRIS ou HEAST²⁶. La correspondance entre ces deux valeurs est établie sur la base d'un taux d'inhalation de 20 m³/j et d'un poids corporel de 70 kg.

Pour les composés non carcinogènes, le risque lié à l'utilisation de matières fertilisantes est estimé par le quotient de danger (HQ, hazard quotient) qui est égal au rapport entre la dose d'exposition sur la dose de référence. Il existe un risque si le quotient est supérieur à 1.

$$HQ = \frac{D}{PC \times RfD} \qquad HQ = \frac{C_{air} \times 0,001}{RfC}$$

où

D = dose journalière (mg/j)

RfD = dose de référence par voie orale (mg/kg-j)

RfC = dose de référence par inhalation (mg/m³)

C_{air} = concentration dans l'air (µg/m³)

0,001 = taux de conversion (mg/µg)

Le risque de *cancer par voie orale* est quant à lui estimé de la façon suivante :

$$\text{risque de cancer} = \frac{D \times DE \times FE \times CSF}{PC \times AT \times 365}$$

où

D = dose journalière (mg/j)

DE = durée exposition (an),

FE = fréquence exposition (j/an) (350)

AT = durée de vie moyenne (an, 70)

PC = poids corporel

CSF = facteur de risque par voie orale (mg/kg-j)⁻¹

Pour les composés *carcinogènes par inhalation*, le risque de cancer peut être estimé de deux façons :

$$\text{Risque de cancer (inh)} = C_{air} \times URF$$

où

URF = facteur de risque unitaire par inhalation (Unit risk factor, (µg/m³)⁻¹)

$$\text{ou} \quad \text{Risque de cancer (inh)} = \frac{C_{air} \times Inh \times ET \times FE \times DE \times 10^{-3}}{PC \times AT \times 365} \times CSF$$

où

ET = durée journalière de l'exposition (h/j)

Inh = taux d'inhalation (m³/j)

10⁻³ = en mg/µg

365 = jours/an

²⁶ C'est le cas de la RfD du vanadium et du mercure élémentaire.

Les composés carcinogènes considérés dans cette analyse de risques sont les PCDD/F²⁷ (ingestion et inhalation) et l'arsenic et le chrome hexavalent (inhalation seulement). Le risque d'excès de cancer est estimé en faisant la somme des risques d'excès de cancer dus à chaque contaminant considéré.

1.5.5 Données utilisées

1.5.5.1 Paramètres relatifs à l'estimation de la contamination des aliments

Les valeurs des principaux paramètres utilisés pour estimer la contamination des plantes²⁸ et des produits animaux sont présentées dans les tableaux V-34 à V-36.

Tableau V-34. Pentés d'absorption moyennes des métaux par les plantes¹

Catégorie de plante	Arsenic	Cadmium	Mercure	Nickel	Zinc
Graines	0,005	0,504	0,568	nd	0,97
Racines	0,099	0,748	0,036	nd	0,135
Autres légumes	0,065	0,811	0,518	0,009	0,774
Fourrage	0,472	0,922	1,519	0,726	0,791
Fruits	0,007	0,039	3,931	nd	nd

¹ Métaux apportés par des matières fertilisantes minérales ou des agents chaulants

nd : non déterminé

Tableau V-35. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer la contamination des bovins par ingestion

Paramètre	Bœuf	Vache laitière
Durée de l'exposition aux dépôts (an)		
Fourrage	0,12	0,12
Ensilage	0,16	0,16
Taux de consommation (kg m.s./j)		
Fourrage	8,8 (72%)	13,2 (64%)
Grains	0,47 (4%)	3,0 (14%)
Ensilage	2,5 (20%)	4,1 (20%)
Sol	0,5 (4%)	0,4 (2%)

²⁷ Exprimés en EQT

²⁸ La comparaison de ces valeurs avec celles présentées dans le tableau V-10 montre que les pentés d'absorption utilisées pour estimer le risque lié aux métaux présents dans les biosolides (U.S.EPA, 1992) sont beaucoup plus faibles que celles utilisées pour les fertilisants minéraux. Cette différence peut être due au fait que les métaux présents dans les biosolides sont moins biodisponibles, mais aussi au fait que les approches utilisées pour dériver la valeur moyenne sont différentes.

Tableau V-36. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation des métaux et dioxines/furannes

Contaminant	Biotransfert (j/kg)			Bioconcentration	Bioaccumulation
<i>Métaux</i>	Boeuf	Lait	porc	Poisson	Poisson
Arsenic	0,002	6,10 ⁻⁵	0,002	3,5	na
Cadmium	0,0004	0,0001	0,0006	187	na
Chrome III	0,0055	0,0015	0,0055	0,6	na
Chrome VI	0,0055	0,0015	0,0055	0,6	na
Cuivre	0,01	0,0015	0,01	0	na
Plomb	0,0003	0,00025	0,0003	na	46
Mercure divalent	0,02	0,02	0,00013	na	na
Mercure élémentaire	0,02	0,02	0,00013	na	na
Méthylmercure	0,02	0,02	0,00013	1,610 ⁶	6,810 ⁶
Nickel	0,006	0,001	0,006	0,8	na
Vanadium	0,0025	0,002	-	na	na
Zinc	0,00012	3,10 ⁻⁵	-	4,4	na
<i>Dioxines/furannes</i>	Biotransfert (j/kg)		Bioconcentration		Bioaccumulation
	Bœuf ¹ et porc ²	Lait	Volaille	Œufs	Poisson ³
2,3,7,8-TCDD ⁴	0,054	0,01	1,11	1,27	0,76
2,3,7,8,-TCDF	0,016	0,003	0,92	0,46	0,23
1,2,3,7,8-PeCDD	0,054	0,01	1,11	1,27	0,57
1,2,3,7,8,-PeCDF	0,011	0,002	1,20	2,50	0,26
2,3,4,7,8-PeCDD	0,049	0,009	1,20	2,50	0,39
1,2,3,4,7,8,-HxCDD	0,032	0,006	0,85	1,46	0,16
1,2,3,6,7,8,-HxCDD	0,027	0,005	0,99	1,62	0,17
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,03	0,006	0,50	1,05	0,045
1,2,3,4,7,8,-HxCDF	0,038	0,007	0,86	1,89	0,056
1,2,3,6,7,8,-HxCDF	0,032	0,006	0,73	1,68	0,93
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,032	0,006	0,73	1,68	0,15
2,3,4,6,7,8,-HxCDF	0,027	0,005	0,39	0,54	0,18
1,2,3,4,6,7,8,-HpCDD	0,0054	0,001	0,22	0,98	0,033
1,2,3,4,6,7,8,-HpCDD	0,054	0,001	0,18	0,68	0,011
1,2,3,4,7,8,9-HpCDD	0,016	0,003	0,16	0,49	0,027
1,2,3,4,5,7,8,9-OCDD	0,0054	0,001	0,04	0,47	0,034
1,2,3,4,5,7,8,9-OCDF	0,0054	0,001	0,07	0,30	0,0033

¹ Facteur pour le bœuf estimé à partir du facteur pour le lait et du ratio entre le pourcentage de graisses dans le bœuf et dans le lait.

² Facteur pour le porc supposé égal à celui du bœuf.

³ Bioaccumulation dans le poisson vs sédiment.

⁴ FBA pour vertébrés et invertébrés = 7,2 et 1,3, respectivement.

Contamination des denrées alimentaires humaines

Lorsque les végétaux sont lavés ou épluchés, la contamination du produit consommé peut être substantiellement réduite. Par conséquent, un facteur empirique a été utilisé pour tenir compte de la surestimation qui serait associée à la prise en compte de la contamination totale des plantes.

Dans cette analyse, ce facteur empirique (VG_{ag}) est de 0,01 pour tous les fruits et légumes exposés et consommés par l'humain²⁹.

1.5.5.2 Paramètres relatifs à l'estimation de l'exposition

1.5.5.2.1 Ingestion accidentelle de matières fertilisantes

L'ingestion accidentelle des matières fertilisantes concerne les fermiers adultes qui sont en contact lors du chargement et de l'épandage et les fermiers résidents adultes qui sont exposés durant les opérations d'épandage. Le Département californien de l'alimentation et de l'agriculture (CDFA) a fait une évaluation de risque pour les travailleurs exposés au cadmium, à l'arsenic et au plomb dans les manufactures de matières fertilisantes. Ces hypothèses ont été reprises par l'U.S.EPA pour l'évaluation du risque lié aux matières fertilisantes (tableau V-37)

Tableau V-37. Paramètres d'exposition par ingestion accidentelle de matières fertilisantes

PARAMÈTRES	Fermier résident/actif adulte	Référence
Poids corporel, distribution	Lognormale	Tableaux 7-2 à 7-77
Moyenne population	71,2 kg	de U.S.EPA, 1997b
Écart type population (estimé)	13,3 kg	
Fréquence d'exposition	350 j/an	Supposition
Fréquence exposition pour application du fertilisant ¹	16 j/an macronutriment 8 j/an micronutriment	CDFA
Distribution de durée exposition	Gamma	Adultes
Moyenne population (estimée)	17,3 an	Tableaux 15-163/164
Écart type population (estimé)	18,7 an	de U.S.EPA, 1997b
Taux ingestion fertilisant (=ingestion sol les jours d'application)	50 mg/j	tableau 4-23 de U.S.EPA, 1997b

¹ Les 16 jours d'application par an sont calculés sur la base qu'un individu peut épandre sur une dizaine d'hectares en une journée et qu'une ferme moyenne a une taille de 166 hectares. Ce n'est pas applicable à la taille d'une ferme au 90^{ème} centile (390 hectares), mais dans ce cas, il est très probable que plusieurs personnes se partagent la tâche.

1.5.5.2.2 Taux d'ingestion d'aliments et de sol

La plupart des données utilisées pour estimer l'exposition proviennent du plus récent des

²⁹ Ce qui revient à considérer que le traitement et la préparation des aliments entraînerait une perte de 99% des contaminants présents dans le produit initialement.

Exposure Factors Handbook (EFH) de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1997b). Ces données ont été obtenues par le Département d'agriculture américain (USDA) au niveau national en 1987-1988 au cours d'une enquête à court terme (informations recueillies sur 3 jours pour la consommation et sur 7 jours pour les caractéristiques socio-économiques et démographiques et les données sur les aliments achetés et consommés). Les données ont été obtenues en divisant la consommation de la maison par le nombre de personnes, et ne tiennent pas compte des pertes dues à la préparation et la cuisson des aliments. L'échantillon représente environ 4300 foyers, soit plus 10 000 personnes. Ces données ont été aussi utilisées pour générer les taux de consommation des « produits maison ». Afin d'obtenir des données représentant la consommation annuelle, l'EFH a établi des distributions tenant compte de la saison et de la région, puis les données ont été ramenées à la population nationale (avec pondération) pour donner une approximation de la distribution à long terme.

Selon l'EFH (U.S.EPA, 1997b), l'ingestion de sol varierait entre 0,5 et 110 mg/j pour l'adulte, et entre 39 et 245,5 mg/j pour les enfants. La dose de 50 mg/j est recommandée pour les adultes par l'U.S.EPA, et les valeurs recommandées pour les enfants sont 165 mg/j et 200 mg/j, selon l'EFH et l'U.S.EPA, respectivement. L'EFH indique que chez les enfants, le percentile supérieur ingère 106 à 1 432 mg sol/j, avec une moyenne de 545 mg/j. Cet intervalle englobe le comportement pica. Pour l'évaluation de risque des matières fertilisantes, l'U.S.EPA a choisi de représenter l'ingestion de sol par une distribution lognormale en fixant un coefficient de variation de 150%.

L'ingestion des denrées alimentaires est elle aussi représentée dans cette analyse de risque par des distributions statistiques provenant de U.S.EPA, 1997b. Les taux d'ingestion exprimés en matière sèche ont été dérivés à l'aide des taux d'humidité fournis par EFH. La proportion de denrées contaminées est assumée égale à la proportion de denrées produites sur place (tableau V-38).

Tableau V-38. Fraction de denrées alimentaires produites sur place et supposées contaminées

Denrée alimentaire	Fraction de denrée produite sur place consommée par l'IFE
Légumes exposés	0,42
Fruits exposés	0,328 ¹
Racines	0,173
Bœuf	0,319
Produits laitiers	0,254

¹ 0,116 pour les personnes qui jardinent mais n'ont pas de ferme

L'ensemble des distributions utilisées pour estimer l'exposition par ingestion de sol et d'aliments est présenté dans le tableau V-39.

Tableau V-39. Taux d'ingestion de sol et d'aliments par les enfants et les adultes

Taux d'ingestion	Âge	50 ^{ème} centile	95 ^{ème} centile	Type de distribution	Moyenne estimée ¹	Écart type estimé ¹
Fruits « maison » (g m.f./kg-j)	1-5 ans ²	1,82	6,07	Gamma	2,25	1,89
	Fermier	1,30	6,12	Log-normale	2,36	3,33
Légumes « maison » (g m.f./kg-j)	1-5 ans ³	1,459	8,587	Gamma	2,55	2,58
	Fermier	1,38	6,83	Log-normale	2,38	3,5
Racines « maison » (g m.f./kg-j)	1-5 ans ³	0,686	7,502	Log-normale	2,31	6,05
	Fermier	0,883	4,58	Log-normale	1,45	2,06
Bœuf « maison » (g m.f./kg-j)	1-5 ans ⁴	-	-	Log-normale	3,88	4,71
	Fermier	1,64	7,51		2,5	2,69
Produits laitiers « maison » (g m.f./kg-j)	1-5 ans ³	21,5	49,62	Weibull	23,6	14,3
	Fermier	12,1	44	Weibull	16,3	13,1
Lait maternel (g m.f./kg-j)	<1 an	-	980 ⁵	Gamma	688	1 302
Poisson pêché localement (g/j) ⁶	1-5 ans ⁷	-	-	Log-normale	6,48	19,9
	Fermier	-	-	Log-normale	6,48	19,9
Sol (mg/j)	1-5 ans	-	-	Log-normale	100	150 ⁸
	Fermier	-	-	Log-normale	50	75 ⁸

¹ Pour la population

² Valeurs de 3-5 ans

³ Moyenne pondérée de 1-2 ans et 3-5 ans

⁴ Valeur de 6-11 ans

⁵ Percentile supérieur

⁶ Région du Maine

⁷ Même consommation que les adultes

⁸ Coefficient de variation fixé à 150%

1.5.5.2.3 Autres paramètres utilisés pour estimer l'exposition humaine

Pour cette évaluation de risque, la durée d'exposition des enfants, comprise entre 1 et 5 ans, a été représentée par une distribution uniforme. La durée d'exposition des adultes est représentée par une distribution gamma, avec une moyenne de 17,31 années et un écart type de 18,7 années. Ces valeurs représentent le temps de résidence moyen des fermiers et des personnes vivant en milieu rural. Les valeurs des autres facteurs sont précisées dans le tableau V-40.

Tableau V-40. Paramètres généraux utilisés pour estimer l'exposition

Paramètre	Enfant (1-5 ans)		Adulte	
	Distribution	Moy ± écart type	Distribution	Moy ± écart type
Durée de l'exposition (an)	uniforme	1 à 5 ans		Voir chap. 14-3 U.S.EPA, 1997b
Durée de résidence à la ferme (an)			Gamma	17,31 ± 18,68
Poids corporel (kg)	Log-normale	15,5 ± 2,05	LN	71,2 ± 13,3
Taux d'inhalation (m ³ /j)	Log-normale	7,55 ± 3,78	LN	13,3 ± 3,99

1.5.5.3 Doses de référence et facteurs de risque de cancer

Les valeurs des doses de référence et les facteurs de risque de cancer utilisés par l'U.S.EPA pour estimer le risque à la santé lié à l'utilisation de matières fertilisantes sont présentés dans le tableau V-41.

Tableau V-41. Valeurs des doses de référence et des facteurs de risque de cancer

Contaminant	Doses de référence		Facteur de risque de cancer	
	Ingestion (RfD, mg/kg-j)	Inhalation (RfC, mg/m ³)	Ingestion (mg/kg-j) ⁻¹	Inhalation (µg/m ³) ⁻¹
Arsenic	0,0003	n.a.	n.a.	0,0043
Cadmium	0,001	n.a.	n.a.	0,0018
Chrome	0,003	0,0001	n.a.	0,012
Cuivre	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Plomb ¹	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Mercure				
Élémentaire	n.a.	0,0003	n.a.	n.a.
Divalent	0,0003	n.a.	n.a.	n.a.
Méthylmercure	0,0001	n.a.	n.a.	n.a.
Nickel	0,02	n.a.	n.a.	0,00024
Vanadium	0,007	n.a.	n.a.	n.a.
Zinc	0,3	n.a.	n.a.	n.a.
2,3,7,8-TCDD ²	n.a.	n.a.	156 000	n.a.

¹ Pour le plomb, le risque a été estimé à l'aide du modèle IEUBK (integrated exposure uptake biokinetic) développé pour les enfants par l'U.S.EPA. Ce modèle permet d'estimer la concentration sanguine à partir de la dose d'exposition. La concentration limite dans le sang est de 10 µg/dL (dose associées à un risque de déficits neurologiques à long terme).

² Le risque pour les autres congénères est estimé à partir du même facteur de risque, lorsque la concentration du congénère est convertie en équivalents toxiques.

n.a. : ne s'applique pas.

1.5.6 Résultats

Le risque a été estimé pour une exposition simultanée par toutes les voies d'exposition décrites, à savoir :

- Ingestion : les concentrations dans les sols et les poussières sont supposées résulter de 100 ans d'application de matières fertilisantes. Les enfants (1-5 ans) et les adultes sont considérés.
- Inhalation de vapeurs et particules : lors de l'application (16 jours pour nutriments primaires et 8 jours/an pour micronutriments). Les adultes qui ne travaillent pas au champ et les enfants sont supposés inhaler la concentration annuelle moyenne sur la zone du terrain agricole.
- Ingestion de plantes contaminées par l'air et par le sol.
- Ingestion de viande ou produits laitiers contaminés par l'ingestion de plantes contaminées par les racines et par voie aérienne et ingestion directe de sol.
- Ingestion de poisson contaminé par l'eau de surface elle-même contaminée par érosion éolienne et ruissellement des sols contaminés.

Pour les composés non carcinogènes, l'exposition par inhalation et par ingestion est additive si le point final de toxicité est comparable. Parmi les métaux, seul l'arsenic est considéré comme un carcinogène (par inhalation). L'exposition aux autres métaux n'est pas considérée comme additive car les points finaux de toxicité propres à chaque métal sont différents.

Les estimations de risque obtenues dans cette analyse concernent le 50^{ème} et le 90^{ème} centile de la population exposée.

Les résultats obtenus n'indiquent pas de quotient de danger supérieur à 1 vis-à-vis des métaux autres que l'arsenic. Par contre, un risque non négligeable est observé pour l'arsenic, comme on peut le voir dans le tableau V-42. Selon l'U.S.EPA, les risques estimés proviennent du fait que quelques uns des échantillons de matières fertilisantes utilisées comme intrants comportent des teneurs en arsenic beaucoup plus élevées que les autres échantillons. Le risque est lié à l'ingestion d'aliments pour ce qui est des agents chaulants et du fer (adulte et enfants), et à l'ingestion accidentelle (adulte) pour ce qui est du fer et du bore. Le risque de dépasser les limites acceptables pour le 90^{ème} centile de la population exposée (fermier et ses enfants) varie entre 4 cas sur 100 millions et 9 cas sur 100 000.

Tableau V-42. Risque posé par l'arsenic

Fertilisant	Voie d'exposition	Enfant d'agriculteur		Agriculteur (adulte)	
		Risque maximum		Risque maximum	
		50%	90%	50%	90%
Agent chaulant	Chaîne alimentaire ¹	4×10^{-7}	1×10^{-5}	1×10^{-6}	6×10^{-5}
Micronutriment Fer	Chaîne alimentaire ¹	4×10^{-8}	1×10^{-5}	1×10^{-7}	5×10^{-5}
Micronutriment Fer	Ingestion accidentelle	NA	NA	2×10^{-7}	4×10^{-5}
Micronutriment Bore	Ingestion accidentelle	NA	NA	5×10^{-6}	9×10^{-5}

¹ Inclut toutes les voies sauf ingestion directe de fertilisant et de sol.

n.a.= ne s'applique pas.

Le risque d'excès de cancer lié aux dioxines/furannes dépasse un cas sur 100 000 pour les agents chaulants et les micronutriments de Zn. Là aussi, l'U.S.EPA rappelle que ce risque excessif est lié à quelques échantillons qui sont particulièrement fortement contaminés, et que le risque associé aux agents chaulants est surestimé du fait du faible pouvoir neutralisant attribué à l'ensemble des échantillons. Pour ce qui est des micronutriments, la concentration en PCDD/F (exprimée en EQT) varie de plus de trois ordres de grandeur. Les résultats sont donnés dans le tableau V-43.

Tableau V-43. Risque d'excès de cancer dû à la présence de dioxines/furannes dans les matières fertilisantes

Fertilisant	Voies d'exposition	Enfant de fermier		Fermier adulte	
		Risque maximum 50%	Risque maximum 90%	Risque maximum 50%	Risque maximum 90%
Agent chaulant	Chaîne alimentaire ¹	5×10^{-5}	3×10^{-4}	9×10^{-5}	9×10^{-4}
Micronutriment Zn	Chaîne alimentaire ¹	1×10^{-7}	9×10^{-6}	2×10^{-7}	1×10^{-5}

¹ Inclut toutes les voies sauf ingestion directe de fertilisant et de sol

Selon cette évaluation de risque, les teneurs en métaux estimées dans l'eau ne dépasseraient pas les critères permis par la réglementation américaine.

1.5.7 Critique de cette évaluation de risque

Contrairement aux évaluations de risque effectuées pour les biosolides (sections V-1.2 à V-1.4), cette analyse de risque est particulièrement complète et tient compte de l'incertitude des paramètres (simulation Monte-Carlo pour de nombreux paramètres). Le choix des valeurs est souvent plus conservateur que celui fait dans les deux autres analyses, et surtout, l'exposition par plusieurs voies simultanées est utilisée pour estimer le risque.

Cependant, les doses reçues par les voies d'exposition directe (ingestion de fertilisant et de sol) ne sont pas additionnées avec les doses reçues par les voies indirectes (chaîne alimentaire), et l'ingestion d'eau n'est pas considérée dans l'analyse. Le risque n'a pas non plus été estimé pour un fermier exposé durant son enfance et à l'âge adulte. Les scénarios d'exposition ne représentent pas très bien la réalité car les parcelles simulées ne reçoivent qu'un fertilisant à la fois, alors qu'il est très courant que plusieurs matières fertilisantes soient apportées sur un même sol durant une même année.

Les estimés de risque obtenus sont assez élevés, surtout pour les dioxines/furannes (3 cas de cancer sur 10 000 enfants, 9 cas sur 10 000 adultes, pour les agents chaulants). Les résultats présentés ne font pas mention du risque lié à l'inhalation.

1.6 Conclusion

Les évaluations de risques réalisées par ou pour l'U.S.EPA concernent soit des biosolides de papeteries fortement contaminés par des dioxines/furannes, soit des biosolides municipaux, soit des matières fertilisantes minérales ou des amendements calciques. Les approches utilisées sont différentes d'une analyse à l'autre. Quelle que soit l'étude considérée (à l'exception de celle sur les matières fertilisantes minérales (U.S.EPA, 1999a)), il ressort de ces évaluations de risque que l'ingestion de sol ou de MRF par les enfants est la voie qui présente le plus de risques. Cependant, il faut garder à l'esprit que ces résultats ont été obtenus en considérant l'ingestion

directe de MRF par les enfants, durant toute l'année, avec le même taux d'ingestion que celui habituellement utilisé pour les sols. Cette approche est donc particulièrement peu réaliste.

Outre cet aspect, qui est finalement conservateur, il apparaît que dans ces études (à l'exception de U.S.EPA, 1999a), le risque n'a jamais été estimé pour une exposition par plusieurs voies simultanées. Dans l'étude sur les matières fertilisantes minérales (U.S.EPA, 1999a), le risque lié à l'ensemble de la voie alimentaire a été estimé, mais l'utilisation conjointe de plusieurs matières fertilisantes n'a pas été envisagée, ce qui conduit à estimer le risque pour une dose d'exposition moindre que la dose réelle.

Il ressort de ces quatre études qu'il est nécessaire de réaliser une évaluation de risque dans le contexte particulier du Québec, ce qui nous permettra (i) de suivre les Lignes directrices émises par le MSSS, et (ii) de tenir compte de conditions réalistes tout en utilisant une approche et des paramètres conservateurs.

CHAPITRE V – SECTIONS V-2 ET V-3

ÉVALUATION DES RISQUES A LA SANTE

ÉVALUATION DES RISQUES A LA SANTE DANS LE CONTEXTE QUEBECOIS ET CONCLUSION

TABLE DES MATIERES

2	ÉVALUATION DES RISQUES A LA SANTE DANS LE CONTEXTE QUEBECOIS	65
2.1	INTRODUCTION	65
2.2	DEFINITION DES CONDITIONS D'EXPOSITION UTILISEES POUR L'EVALUATION DES RISQUES A LA SANTE	68
2.2.1	Définition de l'individu fortement exposé (IFE)	69
2.2.2	Scénarios d'exposition de l'IFE.....	70
2.2.3	Scénarios d'épandage et niveaux de contamination des matières fertilisantes utilisées.....	72
2.2.3.1	Évaluation des critères C2 (cadmium, dioxines/furannes)	73
2.2.3.1.1	Première approche : taux d'application maximal des biosolides C2.....	73
2.2.3.1.2	Deuxième approche : taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides C2 et C1.....	76
2.2.3.2	Évaluation des critères C1 (cadmium, dioxines/furannes)	79
2.3	METHODOLOGIE	81
2.3.1	Estimation de la contamination du sol, de l'eau, des aliments et de l'air	81
2.3.1.1	Bilan de masse	82
2.3.1.1.1	Équilibre entre les différentes phases du sol.....	82
2.3.1.1.2	Pertes de contaminants.....	84
2.3.1.1.2.1	Pertes par lessivage.....	84
2.3.1.1.2.2	Pertes par volatilisation.....	86
2.3.1.1.2.3	Pertes dues à l'érosion	87
2.3.1.1.2.4	Pertes par dégradation	88
2.3.1.2	Estimations des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans le sol agricole après épandage de fertilisants	88
2.3.1.2.1	Masse de contaminant apportée dans le sol	89
2.3.1.2.2	Concentration restant dans le sol en considérant les pertes	89
2.3.1.2.3	Concentrations moyennes dans le sol au cours des 25 premières et des 75 dernières années d'épandage.....	90
2.3.1.3	Estimation de la contamination des denrées alimentaires	91
2.3.1.3.1	Contamination des plantes	91
2.3.1.3.1.1	Cadmium.....	91
2.3.1.3.1.2	Dioxines/furannes.....	91
2.3.1.3.2	Contamination des tissus animaux.....	93
2.3.1.3.2.1	Animaux terrestres.....	93
2.3.1.3.2.2	Poisson.....	94
2.3.1.3.3	Concentration dans le lait maternel.....	94
2.3.1.4	Estimation de la concentration dans l'eau	95
2.3.1.4.1	Eau de surface.....	95
2.3.1.4.2	Eau souterraine	96
2.3.1.5	Estimation de la concentration dans l'air.....	97
2.3.1.5.1	Vapeurs.....	97
2.3.1.5.2	Particules	97
2.3.2	Estimation de l'exposition humaine.....	98
2.3.2.1	Ingestion	98
2.3.2.2	Inhalation	99
2.3.2.3	Contact cutané	100
2.4	DONNEES UTILISEES	101
2.4.1	Estimation de la contamination du sol, des aliments, de l'eau et de l'air	101

ÉVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIERES RESIDUELLES FERTILISANTES AU QUEBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES A LA SANTE ASSOCIES A L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

2.4.1.1	Contamination du sol.....	101
2.4.1.1.1	Teneurs en contaminants dans les matières fertilisantes.....	101
2.4.1.1.2	Taux d'application et profondeur d'incorporation.....	102
2.4.1.1.3	Estimation des pertes de contaminants du sol.....	102
2.4.1.1.3.1	Lessivage.....	102
2.4.1.1.3.2	Volatilisation.....	102
2.4.1.1.3.3	Érosion hydrique.....	104
2.4.1.1.3.4	Dégradation.....	105
2.4.1.2	Contamination des denrées alimentaires.....	105
2.4.1.2.1	Plantes.....	105
2.4.1.2.1.1	Pentes d'absorption du cadmium.....	105
2.4.1.2.1.2	Transfert air-plante des dioxines/furannes.....	107
2.4.1.2.2	Tissus animaux.....	108
2.4.1.2.3	Lait maternel.....	108
2.4.1.3	Contamination de l'eau.....	109
2.4.1.3.1	Eau de surface.....	109
2.4.1.3.2	Eau souterraine.....	110
2.4.1.4	Contamination de l'air.....	110
2.4.2	Estimation de l'exposition humaine.....	111
2.4.2.1	Poids corporel.....	111
2.4.2.2	Ingestion de sol/MRF.....	112
2.4.2.3	Ingestion d'aliments.....	113
2.4.2.3.1	Taux d'ingestion d'aliments.....	113
2.4.2.3.2	Proportion d'aliments contaminés qui sont consommés par les fermiers.....	114
2.4.2.4	Ingestion d'eau potable.....	115
2.4.2.5	Ingestion de lait maternel.....	115
2.4.2.6	Inhalation.....	116
2.4.2.6.1	Taux d'inhalation.....	116
2.4.2.6.2	Poussières en suspension.....	116
2.4.2.6.3	Concentrations de dioxines/furannes dans l'air.....	117
2.4.2.7	Contact cutané.....	117
2.5	RESULTATS.....	120
2.5.1	Évaluation des critères C2 (première approche) : concentrations critères C2 et taux d'application maximal des biosolides.....	120
2.5.1.1	Cadmium.....	121
2.5.1.1.1	Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols.....	121
2.5.1.1.2	Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu.....	122
2.5.1.1.3	Doses de cadmium reçues par l'IFE.....	123
2.5.1.1.3.1	Ingestion de sol/MRF.....	124
2.5.1.1.3.2	Ingestion d'aliments.....	125
2.5.1.1.3.3	Ingestion de légumes et céréales.....	125
2.5.1.1.3.4	Ingestion de poisson.....	127
2.5.1.1.3.5	Ingestion d'eau.....	128
2.5.1.1.3.6	Inhalation de poussières.....	128
2.5.1.1.3.7	Validation des doses d'exposition bruit de fond estimées.....	128
2.5.1.1.3.8	Doses totales d'exposition au cadmium.....	130
2.5.1.1.4	Estimation du risque associé à l'exposition au cadmium.....	131
2.5.1.2	Dioxines/furannes.....	131
2.5.1.2.1	Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols.....	131
2.5.1.2.2	Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu.....	132
2.5.1.2.3	Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE.....	134
2.5.1.2.3.1	Ingestion de sol ou de MRF.....	135
2.5.1.2.3.2	Ingestion d'aliments.....	135
2.5.1.2.3.3	Ingestion de légumes/céréales.....	135

ÉVALUATION DES IMPACTS A LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIERES RESIDUELLES FERTILISANTES AU QUEBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES A LA SANTE ASSOCIES A L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

2.5.1.2.3.4	<i>Ingestion d'eau</i>	136
2.5.1.2.3.5	<i>Ingestion de lait maternel</i>	137
2.5.1.2.3.6	<i>Inhalation de poussières et vapeurs</i>	138
2.5.1.2.3.7	<i>Contact cutané</i>	138
2.5.1.2.3.8	<i>Validation des doses de bruit de fond estimées</i>	139
2.5.1.2.3.9	<i>Dose totale d'exposition aux dioxines/furannes due aux MRF</i>	140
2.5.1.2.4	Estimation du risque d'excès de cancers dû à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF	141
2.5.2	Évaluation des critères C2 (deuxième approche) : concentrations critères et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides C2 et C1	141
2.5.2.1	Cadmium	142
2.5.2.1.1	Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols	142
2.5.2.1.2	Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu	142
2.5.2.1.3	Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et risques à la santé	143
2.5.2.2	Dioxines/furannes	144
2.5.2.2.1	Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols	144
2.5.2.2.2	Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu	145
2.5.2.2.3	Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE	146
2.5.2.2.4	Estimation du risque d'excès de cancer dus à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF	147
2.5.3	Évaluation des critères C1 : concentrations critères C1 et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides	148
2.5.3.1	Cadmium	148
2.5.3.1.1	Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols	148
2.5.3.1.2	Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu	149
2.5.3.1.3	Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE	150
2.5.3.2	Dioxines/furannes	150
2.5.3.2.1	Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols	150
2.5.3.2.2	Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu	151
2.5.3.2.3	Doses de dioxines/furannes reçues par l'IFE	152
2.5.3.2.4	Estimation du risque d'excès de cancer dû à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF	153
2.6	DISCUSSION	153
3	CONCLUSION	160

LISTE DES TABLEAUX

Tableau V-44. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche).....	75
Tableau V-45. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche).....	75
Tableau V-46. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	78
Tableau V-47. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	78
Tableau V-48. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1).....	81
Tableau V-49. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1)	81
Tableau V-50. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par ingestion	99
Tableau V-51. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par inhalation	100
Tableau V-52. Résumé des teneurs en cadmium et dioxines/furannes mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec (année 2000)	101
Tableau V-53. Valeurs utilisées dans le modèle EMSOFT pour estimer le flux de TCDD volatilisé à partir de sol ayant reçu des MRF ¹	103
Tableau V-54. Quantités estimées de sol déplacé par érosion hydrique au Québec	104
Tableau V-55. Pentes d'absorption par les plantes du cadmium apporté dans le sol par des biosolides ¹	107
Tableau V-56. Taux d'ingestion d'aliments et de sol par les animaux	108
Tableau V-57. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation du cadmium et/ou de la 2,3,7,8-TCDD.....	108
Tableau V-58. Valeurs des paramètres pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel.....	109
Tableau V-59. Données utilisées pour estimer la contamination de l'eau de surface.....	110
Tableau V-60. Valeurs de poids corporel utilisées dans l'évaluation de risques	112
Tableau V-61. Taux d'ingestion de sol et de poussière	112
Tableau V-62. Taux d'ingestion d'aliments retenus pour l'évaluation du risque québécoise	114
Tableau V-63. Fraction des aliments d'origine « maison » et potentiellement contaminés par les MRF	115
Tableau V-64. Taux de consommation d'eau retenus pour cette évaluation de risque.....	115
Tableau V-65. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel	116
Tableau V-66. Taux d'inhalation retenus pour cette évaluation de risque.....	116
Tableau V-67. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'absorption des dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche).....	119
Tableau V-68. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, première approche).....	121
Tableau 69. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, première approche).....	123
Tableau V-70. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de MRF et de sol (évaluation des critères C2, première approche).....	124
Tableau V-71. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de légumes/céréales cultivées en présence de MRF ¹ (évaluation des critères C2, première approche).....	126

Tableau V-72. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de produits issus d'animaux ¹ ayant été en contact avec des MRF (évaluation des critères C2, première approche)...	127
Tableau V-73. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de poisson contaminé par les MRF (évaluation des critères C2, première approche).....	127
Tableau V-74. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche).....	128
Tableau V-75. Comparaison des doses bruit de fond de cadmium estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par Santé Canada pour la population générale	129
Tableau V-76. Doses totales de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche).....	130
Tableau V-77. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, première approche).....	132
Tableau V-78. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou aux MRF (évaluation des critères C2, première approche)	134
Tableau V-79. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de sol et/ou de MRF (évaluation des critères C2, première approche)	135
Tableau V-80. Doses de dioxines/furannes dues à l'ingestion de végétaux (évaluation des critères C2, première approche).....	135
Tableau V-81. Dose de PCDD/F par ingestion de produits animaux (évaluation des critères C2, première approche).....	136
Tableau V-82. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de poisson contaminé par les MRF ¹ (évaluation des critères C2, première approche).....	136
Tableau V-83. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche).....	137
Tableau V-84. Estimation de la dose d'exposition de l'IFE par ingestion de lait maternel (évaluation des critères C2, première approche)	137
Tableau V-85. Estimation de la dose de dioxines/furannes reçue par inhalation de vapeurs (évaluation des critères C2, première approche)	138
Tableau V-86. Doses d'exposition aux dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche).....	139
Tableau V-87. Validation des doses bruit de fond estimées	139
Tableau V-88. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche).....	140
Tableau V-89. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées à l'IFE par les MRF ((évaluation des critères C2, première approche)	141
Tableau V-90. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)	142
Tableau V-91. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	143
Tableau V-92. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C2 avec taux d'application agro-environnemental moyen.....	144
Tableau V-93. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)	145
Tableau V-94. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF lorsque les biosolides C2 sont appliqués au taux d'application agro-environnemental moyen	146
Tableau V-95. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, deuxième approche)	147
Tableau V-96. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes (évaluation des critères C2, deuxième approche).....	147

Tableau V-97. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation du critère C1)	148
Tableau V-98. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux matières fertilisantes (évaluation du critère C1).....	149
Tableau V-99. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation du critère C1).....	150
Tableau V-100. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen.....	151
Tableau V-101. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen.....	152
Tableau V-102. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C1 (évaluation du critère C1).....	153
Tableau V-103. Estimation du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes apportées par les biosolides C1	153

LISTE DES FIGURES

Figure V-1. Représentation schématique de l'exposition aux contaminants apportés dans le sol par les matières fertilisantes.....	67
Figure V-2. Représentation schématique de la chronologie du scénario d'exposition	70
Figure V-3. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la première approche	74
Figure V-4. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la deuxième approche	77
Figure V-5. Représentation schématique du scénario de fertilisation « critères C1 »	80
Figure V-6. Quelques résultats expérimentaux concernant l'absorption du cadmium par les plantes.....	106

2 ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ DANS LE CONTEXTE QUÉBÉCOIS

Note au lecteur. Il est fortement recommandé au lecteur de porter attention à la section V-2.2, qui définit les conditions d'exposition, avant de consulter le reste de la section V-2. Cette recommandation s'applique tout particulièrement aux lecteurs qui ne consulteraient que la section résultats (V-2.5).

2.1 Introduction

L'utilisation de MRF en agriculture, sylviculture, aménagement paysager ou réhabilitation de sites dégradés peut conduire à la contamination du sol, de l'eau et de l'air. L'homme peut être directement et indirectement exposé aux contaminants apportés par les MRF et dispersés dans l'environnement. La figure V-1 représente schématiquement toutes les voies d'exposition humaine à ces contaminants, à savoir : l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané. L'ingestion est la voie d'exposition la plus importante, car elle concerne à la fois le sol, les aliments et l'eau. De plus, l'ingestion est, a priori, la seule voie qui permet à des personnes n'ayant pas de contact direct avec les MRF de subir une exposition à leurs contaminants qui se retrouvent dans des denrées alimentaires ou dans l'eau. L'inhalation va concerner essentiellement les personnes vivant en zone rurale, à proximité des zones fertilisées par les MRF. Le contact cutané ne sera quant à lui pertinent que pour les personnes qui touchent à mains nues les MRF.

L'objectif de cette évaluation des risques à la santé humaine est de quantifier la dose de cadmium et de dioxines/furannes pouvant être reçue par des individus fortement exposés (IFE)²⁸ aux MRF, directement et indirectement, lorsque des biosolides, des amendements calciques ou magnésiens (ACM) et des engrais minéraux sont utilisés conjointement, et d'estimer si cette dose est associée à un risque à la santé. Pour cela, nous nous sommes basées sur des scénarios de fertilisation établis dans le respect des *taux d'application agro-environnementaux*²⁹ et favorisant l'utilisation de biosolides et d'ACM. Notre mandat étant de valider les critères C2, nous avons considéré que la concentration de cadmium et de dioxines/furannes dans les biosolides et les ACM était égale à la valeur du critère (ou sous-critère) C2 ou à la valeur maximale permise par la certification du BNQ³⁰, respectivement. Suite aux résultats obtenus, nous avons aussi estimé le risque lié à l'utilisation de biosolides³¹ dont la concentration en cadmium et dioxines/furannes est égale aux critères C1 des Critères provisoires (MENV, 1997). **L'évaluation de risques a été réalisée en se basant sur les Lignes directrices émises par le MSSS (1999)**, dont les principes et les valeurs numériques recommandées sont applicables à l'évaluation des risques liés à l'utilisation agricole des MRF. Toutefois, certaines de ces données³² ont dû être adaptées à la situation particulière de l'exposition d'une population spécifique aux contaminants présents dans les *sols agricoles*.

²⁸ Voir section V-2.2.1

²⁹ Taux d'application répondant aux besoins des cultures en éléments majeurs et respectant les contraintes environnementales.

³⁰ En fonction du pouvoir neutralisant de l'ACM

³¹ Avec utilisation conjointe d'ACM dont la concentration en cadmium et dioxines/furannes est égale aux valeurs maximales permises par la certification BNQ.

³² Notamment le taux d'ingestion d'eau et le taux d'inhalation, pour tenir compte des efforts physiques des agriculteurs.

La quantité de MRF épandues au Québec représente environ 2,6% de la quantité d'engrais organiques d'origine animale épandue, et seulement 2,3% des sols agricoles du Québec étaient concernés par ces épandages en 1999 (section II-1.3). Cependant, le recours aux MRF étant lié à une pénurie régionale d'engrais organiques d'origine animale, il apparaît que les MRF, essentiellement les biosolides, seront vraisemblablement utilisés à long terme sur une proportion restreinte de sols agricoles situés dans des régions où l'accès aux engrais animaux est difficile. La majorité des sols québécois ne recevront pas de MRF, mais la valorisation de celles-ci sera concentrée sur un nombre limité d'exploitations.

Dans ce contexte, le risque à la santé, le cas échéant, sera maximal pour les personnes habitant et travaillant dans de telles zones agricoles (cette population sera donc choisie pour l'évaluation du risque). Par contre, le risque pour la population en général sera réduit du fait de la dilution des denrées possiblement contaminées par les MRF avec les autres denrées alimentaires produites selon des procédés traditionnels.

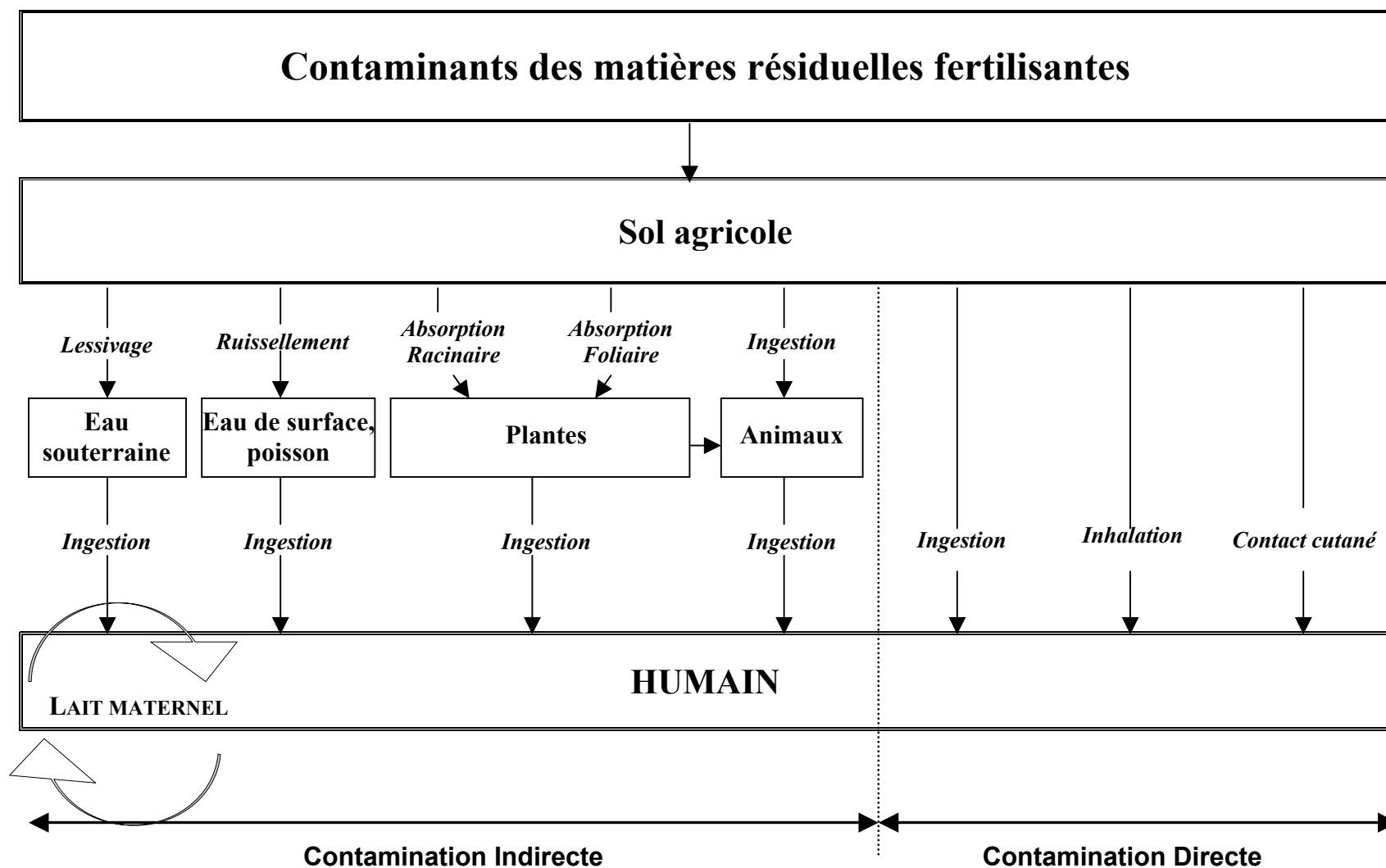


Figure V-1. Représentation schématique de l'exposition aux contaminants apportés dans le sol par les matières fertilisantes

2.2 Définition des conditions d'exposition utilisées pour l'évaluation des risques à la santé

Le contexte de cette évaluation de risque est particulier du fait que i) nous devons estimer les concentrations de contaminants pouvant se retrouver dans l'environnement suite à l'utilisation agricole *future* des MRF, ce qui implique un certain nombre de suppositions et donc d'incertitudes, ii) cette évaluation de risque doit idéalement être réalisée à long terme, car la contamination des sols agricoles peut avoir des répercussions à long terme sur la santé à cause de l'accumulation des contaminants dans les sols. L'objectif de cette étude étant de valider des critères de concentrations de contaminants dans les MRF, il est donc particulièrement important, dans un tel contexte, de ne pas minimiser les charges de contaminants pouvant être apportées sur les sols car la contamination de sols agricoles est un phénomène difficilement réversible qui a un impact direct sur le niveau de contamination des aliments.

Conformément aux recommandations émises dans les *Lignes directrices* (MSSS, 1999), le risque a été estimé pour le groupe de la population qui est le plus exposé aux MRF, à savoir les agriculteurs qui ont recours à celles-ci pour fertiliser leurs champs. C'est pourquoi le récepteur sélectionné est un individu fortement exposé (IFE) qui représente un agriculteur en contact avec les MRF durant toute sa vie, selon des scénarios spécifiques de son âge et de son activité (section V-2.2.1). Comme détaillé dans la section V-2.2.2, l'évaluation porte sur une période de 100 ans, et l'IFE est une personne qui naît après 25 ans d'utilisation de MRF, et qui est exposée durant les 75 années d'utilisation suivantes. Pour fin de comparaison, l'IFE pourrait être assimilé au HEI (highly exposed individual) utilisé par les États-Unis (voir section V-1.3 à V-1.5) car les taux d'exposition du HEI et de l'IFE sont des taux moyens. Toutefois, à la différence du HEI, l'IFE est exposé par l'ensemble des voies d'exposition, ce qui constitue l'approche recommandée par les *Lignes directrices* (MSSS, 1999). L'IFE ne se compare absolument pas à un MEI (mostly exposed individual, section V-1.2), qui représente le pire scénario d'exposition utilisé par l'étude américaine (U.S.EPA, 1990), car le MEI est défini comme un individu qui est exposé de façon maximale et non de façon moyenne. Les MEI ne sont d'ailleurs plus utilisés dans les évaluations de risques.

L'estimation de la contamination de l'environnement par l'utilisation des matières fertilisantes est basée sur des scénarios de fertilisation établis pour quatre types de culture. Pour toutes les simulations, nous avons considéré l'apport de cadmium ou de dioxines/furannes par des MRF (biosolides et amendements calciques ou magnésiens) et des engrais minéraux. **La concentration de contaminant dans les MRF est considérée égale à la valeur critère C1 et/ou C2 pour les biosolides ou à la valeur maximale permise par la certification du BNQ pour les ACM.** L'utilisation de ces valeurs est dictée par le fait que l'objectif de ce travail était de valider les critères C2, et donc de s'assurer de l'innocuité des concentrations égales aux valeurs critères.

Dans le cadre de la validation des critères C2, nous avons utilisé deux approches qui diffèrent par le taux d'application des biosolides de concentration égale à C2 (section V-2.2.3.1), mais dans

tous les scénarios utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE, le taux d'application moyen des ACM et des engrais minéraux est le même.

La première approche consiste à appliquer les biosolides de concentration C2 à raison du *taux d'application maximal permis par les critères provisoires* (soit 4,4 t m.s./ha-an)³³ et ceci afin de déterminer la charge qui pourrait être apportée dans le *pire cas d'utilisation des biosolides C2*. Le type de culture qui permet d'obtenir une exposition maximale du récepteur par chaque voie est aussi sélectionné.

Cependant, comme le taux d'application maximal est susceptible de conduire au dépassement de l'apport de phosphore permis en vertu du RRPOA, et considérant qu'il est peu probable qu'une parcelle soit utilisée pour le même type de culture pendant 100 ans, nous avons aussi utilisé un *taux d'application agro-environnemental moyen* de biosolides de concentration C2 et C1 (soit 3,9 t m.s. biosolides/ha-an, dont 2,45 t de C2 et 1,45 t de C1 (voir chapitre IV). Cette **deuxième approche** permet d'avoir un *aperçu global* de la contamination de l'environnement due à l'utilisation conjointe de biosolides de concentration C2, d'ACM de concentration maximale permise par la norme BNQ et d'engrais minéraux, lorsque ceux-ci sont *appliqués régulièrement à des taux agronomiques et dans le respect des réglementations existantes*.

Suite aux résultats obtenus, nous avons aussi estimé la dose d'exposition et les risques à la santé liés à l'utilisation conjointe de *biosolides de concentration C1*, d'ACM de concentration maximale permise par la norme BNQ et d'engrais minéraux (ces deux matières fertilisantes étant utilisées dans des conditions identiques à celles des scénarios de validation des critères C2, première et deuxième approche). Cette évaluation a été réalisée en considérant le même *taux agro-environnemental moyen* que celui utilisé dans la deuxième approche (soit 3,9 t m.s. biosolides C1/ha-an).

Nous avons aussi estimé la dose d'exposition pour un individu exposé durant les 25 premières années d'épandage (mère de l'IFE), ce qui donne une idée des impacts de l'utilisation des MRF à moyen terme. Nous n'avons pas réalisé d'évaluation des risques toxicologiques pour la population en général puisqu'elle sera beaucoup moins exposée aux contaminants des MRF que l'IFE. Cependant, à la section V-2.6, nous discuterons des impacts de l'utilisation des MRF sur la population en général.

2.2.1 Définition de l'individu fortement exposé (IFE)

L'IFE est un agriculteur qui est né dans une ferme où les MRF (biosolides et ACM) sont utilisées comme matières fertilisantes dans les parcelles de l'exploitation ainsi que dans le jardin familial³⁴, lequel donne une production non négligeable des légumes consommés. L'IFE a été allaité pendant 1 an par sa mère, laquelle s'est nourrie depuis sa naissance d'une proportion

³³ Dans le cas de la culture de pomme de terre, des biosolides C1 additionnels sont utilisés pour compléter les besoins de la culture (voir tableau V-44).

³⁴ Dans lequel on peut utiliser des biosolides municipaux granulés certifiés conformes par la BNQ, à raison de 4,4 t/ha-an. De plus, une utilisation, certes illégale, mais néanmoins possible, des MRF prévues pour les champs de culture peut être faite dans les jardins familiaux (nous l'avons constaté nous-mêmes sur le terrain).

importante de légumes de son jardin ou cultivés localement et de produits issus d'animaux élevés localement. Les produits animaux consommés par l'IFE et sa famille proviennent d'animaux nourris par du fourrage ou des grains cultivés sur des sols amendés par des MRF et/ou d'animaux qui pâturaient sur des prairies également fertilisées par des MRF. Une partie des légumes consommés par la famille ont eux aussi été produits sur des sols fertilisés par les MRF. Parmi les denrées alimentaires non produites à la ferme, une certaine proportion a également été cultivée avec des MRF. La résidence de l'IFE est entourée de terres agricoles, dont une certaine proportion est fertilisée par les MRF. La maison est sous les vents dominants par rapport aux terres cultivées. L'eau bue par l'IFE est soit de l'eau de surface provenant de la rivière la plus proche, soit de l'eau souterraine, lesquelles sont potentiellement contaminées par l'utilisation des MRF sur les sols agricoles de la région³⁵. L'IFE épand lui-même les MRF et s'occupe de sa machinerie. Les valeurs numériques correspondant à toutes ces données sont présentées dans la section V-2.4.

La mère de l'IFE et l'IFE sont exposés par ingestion d'eau potable, par ingestion de produits animaux ou végétaux qui sont entrés en contact avec le sol contaminé, par inhalation d'air contaminé par des vapeurs et/ou des poussières et par contact cutané aux contaminants apportés dans les sols agricoles (figure V-1).

2.2.2 Scénarios d'exposition de l'IFE

Le risque a été estimé pour une pratique de 100 ans, en considérant que l'IFE (durée de vie de 75 ans) est exposé durant les 75 dernières années de la simulation, et que sa mère a été exposée durant les 25 premières années (Figure V-2). Cette période de 100 ans avait déjà été retenue par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1994b; U.S.EPA, 1994a).

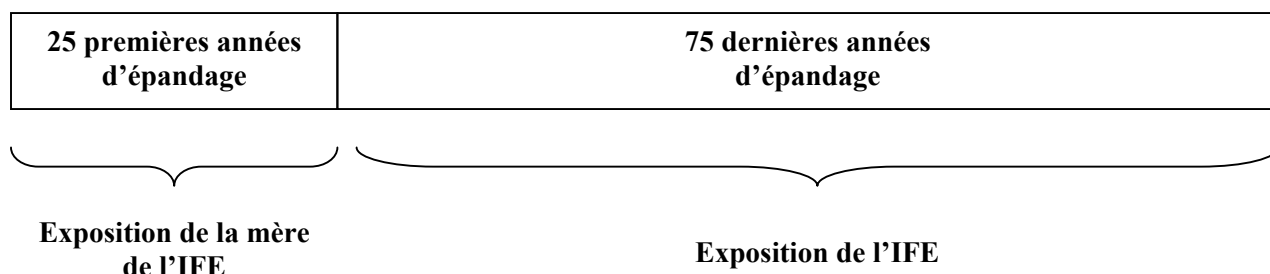


Figure V-2. Représentation schématique de la chronologie du scénario d'exposition

L'exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE par *ingestion d'aliments* est due au fait que (i) les contaminants présents dans le sol sont transmis aux plantes par absorption racinaire et/ou absorption foliaire et (ii) les animaux sont contaminés par ingestion de sol, de MRF et/ou de plantes contaminées. Cependant, l'homme est aussi exposé directement par *ingestion de sol*.

³⁵ L'eau de surface sera finalement choisie afin d'être conservateurs, car la contamination de l'eau souterraine est négligeable.

Bien que l'ingestion de sol soit surtout importante lors de l'enfance, elle ne doit pas être négligée chez l'agriculteur car il s'agit d'une voie d'exposition directe (voir figure V-1)³⁶. L'eau ingérée par l'IFE est contaminée par lessivage (eau souterraine) ou par le biais du ruissellement (eau de surface). L'eau transmet ses contaminants aux poissons, aux animaux et aux récoltes qui sont arrosées, mais la contamination indirecte des produits agricoles par l'eau ne sera pas considérée dans cette évaluation de risque.

Les personnes résidant en milieu rural peuvent être exposées par *inhalation de vapeurs* de contaminants organiques qui se dégagent des MRF. L'exposition par *inhalation de poussières* remises en suspension dans l'air lors du travail de la terre n'a été prise en compte que pour la période de vie considérée active des travailleurs (16-60 ans).

Enfin, les contaminants des MRF peuvent être transmis à l'homme par *contact cutané*. Nous avons pu constater lors d'une visite sur le terrain, que les ouvriers agricoles ont un contact quasi-obligatoire avec les MRF lors du calibrage et/ou de la réparation des épandeurs. Le contact cutané peut aussi être pris en compte lors du jardinage familial.

Les voies d'exposition que nous avons considérées pour représenter un agriculteur québécois fortement exposé sont donc les suivantes :

- ingestion de lait maternel pendant 1 an³⁷ (mère contaminée pendant les 25 premières années d'épandage par ingestion de légumes, de viande, d'eau, de sol et par inhalation d'air contaminé),
- ingestion de sol (taux d'ingestion spécifiques de la tranche d'âge),
- contact cutané (taux de contact cutané spécifiques de la tranche d'âge),
- ingestion de légumes, viandes, sol et eau (taux d'ingestion spécifiques de la tranche d'âge) (0-75 ans),
- inhalation de vapeurs et poussières (exposition normale) (0-75 ans),
- inhalation de poussières lors du travail des champs et contact cutané lors des épandages (16-60 ans).

Les aspects conservateurs de cette analyse sont :

- choix d'un individu ayant passé sa vie en milieu rural, « au contact » de MRF,
- la vie de l'individu commence après 25 années d'utilisation de MRF et les MRF sont utilisées tout au long de sa vie (75 ans) selon un scénario d'utilisation maximum. La mère de l'individu a été au contact de MRF pendant les 25 premières années de sa vie,
- valeurs conservatrices pour le taux d'ingestion d'eau et le taux d'inhalation d'air (voir section V-2.4.2 et annexes correspondantes), afin de refléter les effets du travail physique de la population cible,

³⁶ Bien que des distances doivent être respectées entre le lieu de résidence et les sols recevant des MRF, on ne peut écarter la possibilité que l'enfant accompagne ses parents sur le site, qu'il joue sur l'amas de MRF (certains biosolides n'ont pas d'odeur particulièrement repoussante, des plantes peuvent pousser sur les amas et des vers de terre peuvent y vivre, ce qui peut rendre les parents peu méfiants). De plus, la cour peut être contaminée par le sol ramené par la machinerie.

³⁷ Dans la région de Granby, 5,3% des enfants ont été allaités pendant plus d'un an (période de mai 1999 à mars 2000, Suzanne Dionne, CLSC de la Haute Yamaska, communication personnelle).

- utilisation du taux d'application maximal permis par les critères provisoires pour les biosolides C2³⁸ (première approche utilisée pour l'évaluation des critères C2),
- utilisation des concentrations égales aux critères provisoires pour les biosolides (afin de répondre au mandat qui nous a été donné) et des concentrations égales aux valeurs des normes du BNQ pour les amendements calciques ou magnésiens.

Toutefois, cette évaluation de risques n'est pas excessivement conservatrice, car i) les taux d'exposition de l'IFE (ingestion, inhalation) sont des taux moyens généralement appliqués à la population générale (sauf exception, voir paragraphe précédent), et ii) nous avons aussi tenu compte du contexte québécois lié à la consommation des produits locaux par les agriculteurs, au climat et aux taux d'application agro-environnementaux des matières fertilisantes. Ainsi, nous avons :

- utilisé des proportions d'aliments contaminés représentatives des habitudes rurales de consommation,
- pris en compte la dilution des MRF dans le sol et la période hivernale pendant laquelle l'exposition à ces sols est restreinte,
- pris en compte les pertes de contaminants du sol au cours du temps (ce qui n'est pas négligeable sur une période de 100 ans),
- utilisé le taux d'application agro-environnemental moyen des matières fertilisantes estimé à partir de quatre types de cultures différentes pour les biosolides (deuxième approche pour l'évaluation des critères C2, et évaluation des critères C1) et pour les engrais minéraux et les ACM (toutes les évaluations),

2.2.3 Scénarios d'épandage et niveaux de contamination des matières fertilisantes utilisées

Nous avons évalué les risques à la santé dus à l'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes apportés par les matières fertilisantes sur le sol, pendant 100 ans de fertilisation. Des évaluations de risques à la santé ont été réalisées pour déterminer si l'utilisation conjointe de biosolides dont les concentrations de cadmium ou de dioxines/furannes sont égales aux valeurs des *critères C1* ou *C2* (MENV, 1997), d'ACM dont les concentrations de contaminants sont égales aux valeurs maximales permises par la certification BNQ et d'engrais minéraux (concentrations moyennes) peut conduire à un risque pour la santé.

Les concentrations dans les ACM ont été fixées à celles permises par la certification BNQ selon leur pouvoir neutralisant (voir chapitre I) (les ACM certifiés conformes aux normes du BNQ ne sont plus régis par un certificat d'autorisation). Pour les engrais minéraux, les concentrations moyennes ont été utilisées car nous n'avons pas suffisamment de données statistiques pour utiliser d'autres valeurs. Quoi qu'il en soit, la contribution des engrais à la contamination des sols est suffisamment faible (moins de 1%) comparée à la contribution des MRF pour que la valeur utilisée n'ait pas d'impact perceptible sur les résultats.

³⁸ Sauf dans le cas de la culture de pomme de terre, pour laquelle une quantité additionnelle de biosolides correspondant à des biosolides C1 est aussi utilisée (voir tableaux V-44 et V-45)

2.2.3.1 Évaluation des critères C2 (cadmium, dioxines/furannes)

Les risques à la santé dus aux apports de cadmium et de dioxines/furannes dans les sols agricoles par l'application régulière de biosolides de papeteries de concentration C2, d'ACM de concentration égale à la norme BNQ et d'engrais minéraux ont été estimés pour l'IFE. Les risques ont été évalués en utilisant deux approches qui ne diffèrent que par le taux d'application des biosolides.

2.2.3.1.1 Première approche : taux d'application maximal des biosolides C2

La première estimation est basée sur l'utilisation du *taux d'application maximal* permis pour les biosolides C2 selon les critères provisoires, soit 4,4 t/ha-an (ou 22 t/ha-5 ans). Lorsque la quantité de biosolides nécessaire pour une fertilisation adéquate dépasse 22 t/ha-5 ans (cas de la pomme de terre), nous avons considéré l'épandage additionnel de biosolides de concentration C1, dont le taux d'application correspond à la différence entre le taux agronomique annuel total (7,9 t/ha-an de biosolides) moins 4,4 t/ha-an (soit 3,5 t m.s./ha-an pour la pomme de terre).

Le taux d'application des ACM et des engrais minéraux est le taux d'application agro-environnemental moyen déterminé à partir des quatre cultures (voir chapitre IV), et les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les différentes matières fertilisantes sont les suivantes :

- pour les biosolides, concentrations maximales permises par le MENV et correspondant aux critères ou sous-critères³⁹ C2 (MENV, 1997). Pour la culture de pomme de terre, on utilise aussi des biosolides C1 (concentration égale à la valeur critère C1)
- pour les ACM, concentrations maximales permises par les normes du BNQ en fonction du pouvoir neutralisant moyen (Bureau de normalisation du Québec, 2000a).
- pour les engrais minéraux, concentrations moyennes mesurées dans les engrais distribués au Québec (voir section II-3.3.3.3, tableaux II-20 et II-21).

La figure V-3 représente schématiquement le scénario d'application des MRF utilisé pour estimer les risques à la santé liés à l'application des critères C2 selon cette première approche. Les conditions utilisées (concentrations de cadmium et dioxines/furannes et taux d'application des MRF) sont décrites dans les tableaux V-44 et V-45. Ces conditions ont été appliquées pour les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage (exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE lui-même, respectivement, voir figure V-2).

³⁹ Pour la culture de pomme de terre, la concentration de cadmium est de 5 mg/kg car la culture est pratiquée à pH ≤ 6. Pour les dioxines/furannes, les concentrations permises dans les biosolides sont différentes, selon que ceux-ci sont utilisés pour la culture de fourrage ou pour la culture vivrière ou le pâturage (voir tableau V-45)

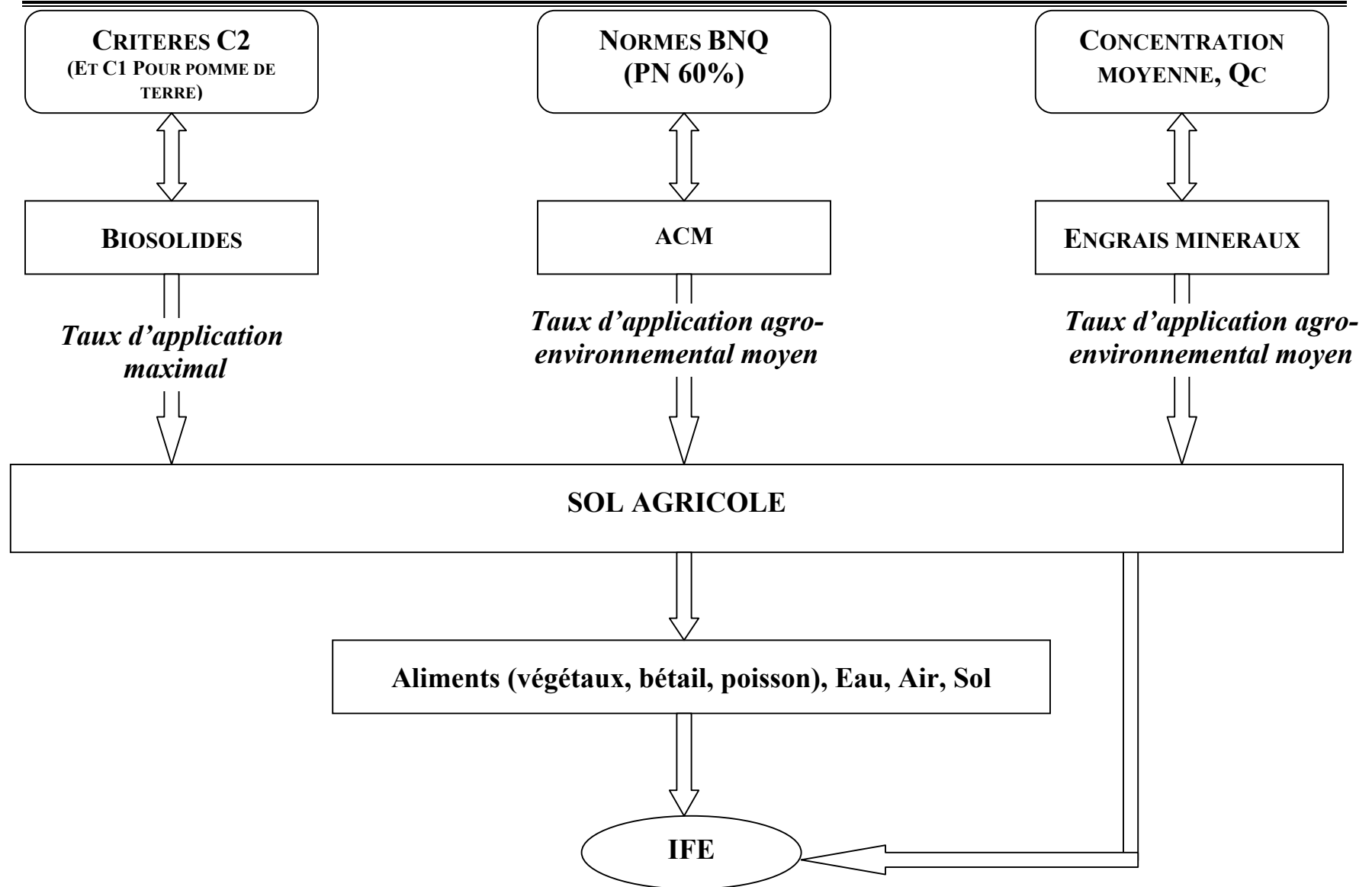


Figure V-3. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la première approche

Tableau V-44. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche)

VOIE D'EXPOSITION ET TYPE DE CULTURE	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	10 ²	24	4,4 ²	0,525
Ingestion de végétaux				
Pomme de terre	5 ² - 3 ³	24	4,4 ² + 3,54 ³	0,525
Carotte-chou-oignon	10 ²	24	4,4 ²	0,525
Ingestion de produits animaux	10 ²	24	4,4 ²	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	10 ²	24	4,4 ²	0,525
Inhalation de poussières ⁴	10 ²	24	4,4 ²	0,525

¹ Selon le portrait du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000), le pouvoir neutralisant moyen des poussières de cimenterie valorisées est de 65%, celui des cendres valorisées est de 59% (varie entre 25 et 115%) et celui des résidus magnésiens est de 51%. La valeur concentration maximale moyenne permise par la certification BNQ a été estimée à 24 mg/kg, sur la base d'un pouvoir neutralisant moyen de 60%.

² Biosolide C2

³ Biosolide C1

⁴ Travailleurs seulement

Tableau V-45. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, première approche)

VOIE D'EXPOSITION/TYPE DE CULTURE	Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol – culture fourragère	50 ²	27	4,4 ⁵	0,525
Ingestion de végétaux				
Pomme de terre	27 ³ – 17 ⁴	27	4,4 ⁵ + 3,54 ⁴	0,525
Carotte-chou-oignon	27 ³	27	4,4 ⁵	0,525
Ingestion de produits animaux	50 ^{2,6} - 27 ⁷	27	4,4 ⁵	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	50 ²	27	4,4 ⁵	0,525
Inhalation de poussières ⁸ et vapeurs	50 ²	27	4,4 ⁵	0,525
Contact cutané	50 ²	27	4,4 ⁵	0,525

¹ Norme BNQ pour tous les amendements calciques ou magnésiens (voir section I-1.4.2).

² Biosolide C2, sous-critère pour alimentation animale

³ Biosolide C2, sous-critère pour alimentation humaine

⁴ Biosolide C1

⁵ Biosolide C2

⁶ Culture fourragère

⁷ Pâturages

⁸ Travailleurs seulement

2.2.3.1.2 Deuxième approche : taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides C2 et C1

La seconde approche est quant à elle basée sur l'utilisation du *taux d'application agro-environnemental moyen* des biosolides (3,9 t/ha-an, dont 2,45 t de biosolides de concentration C2 et 1,45 t de biosolides de concentration C1) établi à partir de scénarios spécifiques de quatre types de culture (scénarios établis par le MENV dans le respect des réglementations en vigueur) (voir chapitre IV). Nous tenons à rappeler que ce taux d'application est un **taux d'application global** et qu'il ne doit pas être considéré comme un taux d'application pour chaque culture, car il représente la charge de biosolides qui peut être apportée sur une large zone de sol incluant plusieurs parcelles, sur lesquelles les quatre cultures sont réalisées. Cette approche permet de travailler sur une base globale et de ne pas se cantonner à étudier un scénario trop spécifique, ce qui est particulièrement important lors d'une étude prospective impliquant le transfert de contaminants dans l'environnement à long terme.

Les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les différentes matières fertilisantes sont les suivantes :

- pour les biosolides, concentrations maximales permises par le MENV et correspondant aux critères ou sous-critères⁴⁰ C2 ou C1 (MENV, 1997).
- pour les ACM, concentrations maximales permises par les normes du BNQ en fonction du pouvoir neutralisant moyen (Bureau de normalisation du Québec, 2000a).
- pour les engrais minéraux, concentrations moyennes mesurées dans les engrais distribués au Québec (voir section II-3.3.3.3, tableaux II-20 et II-21).

La figure V-4 représente schématiquement le scénario d'application des MRF utilisé pour estimer les risques à la santé liés à l'application des critères C2 selon cette deuxième approche.

Les conditions utilisées (concentrations de cadmium et dioxines/furannes et taux d'application des MRF) sont décrites dans les tableaux V-46 et V-47. Ces conditions ont été appliquées pour les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage (exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE lui-même, respectivement, voir figure V-2).

⁴⁰ Pour la culture de pomme de terre, la concentration de cadmium est de 5 mg/kg car la culture est pratiquée à pH≤6. Pour les dioxines/furannes, les concentrations permises dans les biosolides sont différentes, selon que ceux-ci sont utilisés pour la culture de fourrage ou pour la culture vivrière ou le pâturage (voir tableau V-45)

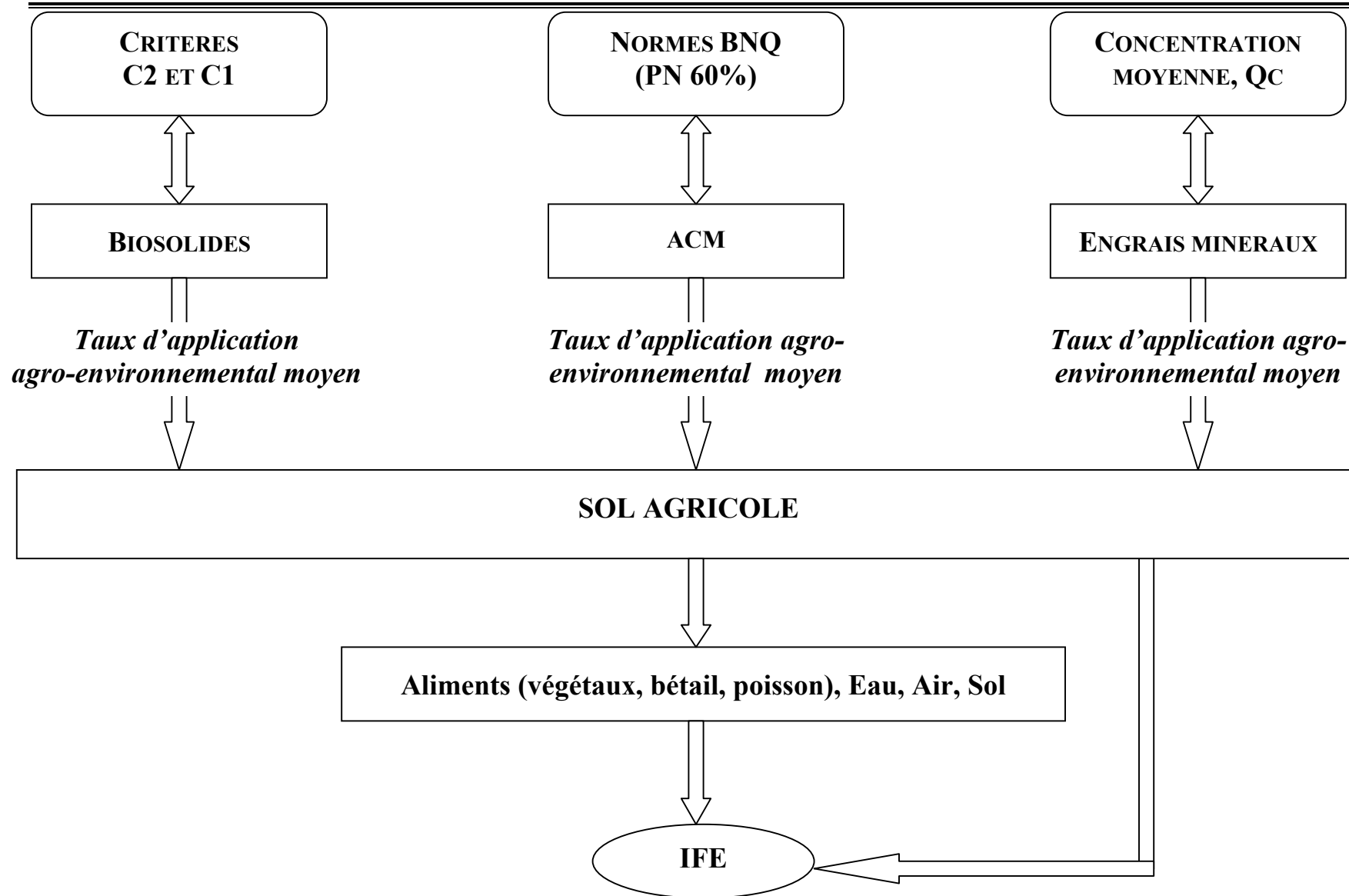


Figure V-4. Représentation schématique du scénario de fertilisation pour la validation des « critères C2 » selon la deuxième approche

Tableau V-46. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion de végétaux	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion de produits animaux	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525
Inhalation de poussières ⁴	$10^2 - 3^3$	24	$2,45^2 + 1,45^3$	0,525

¹ Selon le portrait du MENV (Charbonneau et Hébert, 2000), le pouvoir neutralisant moyen des poussières de cimenterie valorisées est de 65%, celui des cendres valorisées est de 59% (varie entre 25 et 115%) et celui des résidus magnésiens est de 51%. La valeur concentration maximale moyenne permise par la certification BNQ a été estimée à 24 mg/kg, sur la base d'un pouvoir neutralisant moyen de 60%.

² Biosolide C2

³ Biosolide C1

⁴ Travailleurs seulement

Tableau V-47. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation des critères C2, deuxième approche)

VOIE D'EXPOSITION/TYPE DE CULTURE	Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol – culture fourragère	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion de végétaux	$27^3 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion de produits animaux	$50^{2,6} - 27^7 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Inhalation de poussières ⁸ et vapeurs	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525
Contact cutané	$50^2 - 17^4$	27	$2,45^5 + 1,45^4$	0,525

¹ Norme BNQ pour tous les amendements calciques ou magnésiens (voir section I-1.4.2).

² Biosolide C2, sous-critère pour alimentation animale sauf pâturages

³ Biosolide C2, sous-critère pour alimentation humaine

⁴ Biosolide C1

⁵ Biosolide C2

⁶ Culture fourragère

⁷ Pâturage

⁸ Travailleurs seulement

2.2.3.2 Évaluation des critères C1 (cadmium, dioxines/furannes)

Les risques à la santé dus aux apports de cadmium et de dioxines/furannes dans les sols agricoles par l'application régulière de biosolides de concentration égale au critère C1, d'ACM de concentration égale aux normes BNQ et d'engrais minéraux ont été estimés pour l'IFE (figure V-5). Le risque a été évalué en utilisant les concentrations de cadmium et dioxines/furannes suivantes :

- pour les biosolides, concentrations égales aux critères C1 (MENV, 1997)
- pour les ACM, concentrations permises par les normes du BNQ selon le pouvoir neutralisant moyen (Bureau de normalisation du Québec, 2000a).
- pour les engrais minéraux, concentrations moyennes mesurées dans les engrais distribués au Québec (voir section II-3.3.3.3, tableaux II-20 et II-21).

Les taux d'application de ces matières fertilisantes sont :

- pour les biosolides de concentration C1, le taux agro-environnemental moyen (3,9 t/ha-an), obtenu à partir de scénarios spécifiques de quatre types de culture établis par le MENV (tableau IV-1)
- pour les ACM, le taux agro-environnemental moyen estimé à partir des quatre scénarios de fertilisation présentés dans la section IV-1.3 (tableau IV-1)
- pour les engrais minéraux, le taux agro-environnemental moyen (0,35 t m.s./ha-an) estimé à partir des quatre scénarios de fertilisation présentés dans la section IV-1.3 (tableau IV-1).

Les conditions utilisées sont résumées dans la figure V-5 et les tableaux V-48 et V-49. Ces conditions ont été appliquées pour les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage (exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE lui-même, respectivement, voir figure V-2).

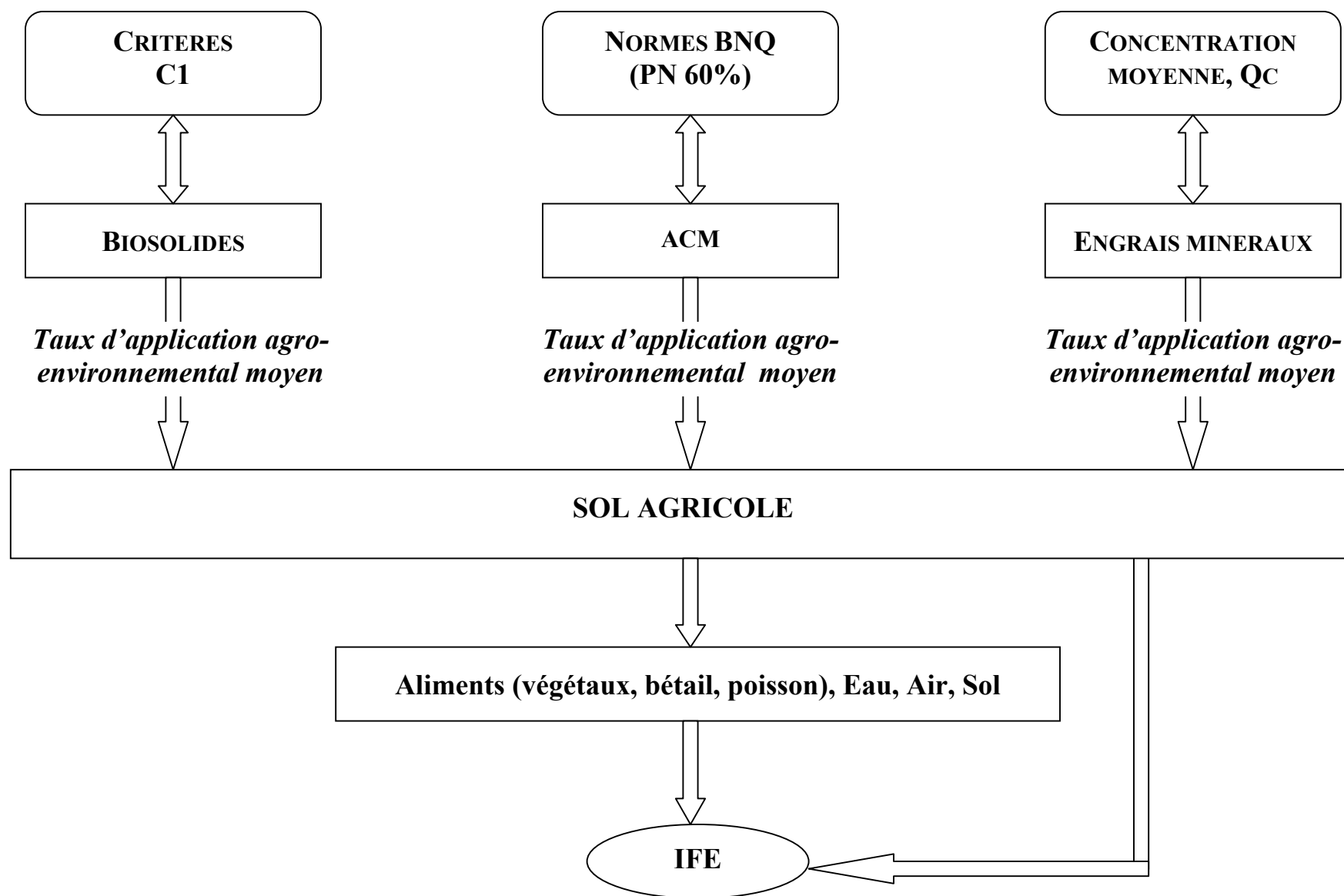


Figure V-5. Représentation schématique du scénario de fertilisation « critères C1 »

Tableau V-48. Concentrations de cadmium et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1)

Voie d'exposition/type de culture	Concentration de cadmium (mg/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	3	24	3,9	0,525
Ingestion de végétaux	3	24	3,9	0,525
Ingestion de produits animaux	3	24	3,9	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	3	24	3,9	0,525
Inhalation de poussières ²	3	24	3,9	0,525

¹ Selon le portrait du MENV (Charbonneau et coll., 2000), le pouvoir neutralisant moyen des poussières de cimenterie valorisées est de 65%, celui des cendres valorisées est de 59 % (varie entre 25 et 115%) et celui des résidus magnésiens est de 51% . La valeur concentration maximale moyenne permise par la certification BNQ a été estimée à 24 mg/kg, sur la base d'un pouvoir neutralisant moyen de 60%.

² Travailleurs seulement

Tableau V-49. Concentrations de dioxines/furannes et taux d'application des MRF utilisés pour estimer la dose d'exposition de l'IFE par les différentes voies (évaluation du critère C1)

VOIE D'EXPOSITION/TYPE DE CULTURE	Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)		Taux d'application annuel moyen des MRF (t m.s./ha-an)	
	Biosolides	ACM ¹	Biosolides	ACM
Ingestion de sol	17	27	3,9	0,525
Ingestion de végétaux	17	27	3,9	0,525
Ingestion de produits animaux	17	27	3,9	0,525
Ingestion d'eau et de poisson	17	27	3,9	0,525
Inhalation de poussières ² et de vapeurs	17	27	3,9	0,525
Contact cutané	17	27	3,9	0,525

¹ Norme BNQ pour tous les amendements calcaïques ou magnésiens

² Travailleurs seulement

2.3 Méthodologie

2.3.1 Estimation de la contamination du sol, de l'eau, des aliments et de l'air

La contamination du milieu par les MRF doit être estimée en tenant compte des ajouts de MRF et des pertes de contaminants par érosion, volatilisation, dégradation ou lessivage. Afin de simplifier le modèle, nous considérerons que le prélèvement de contaminants par les récoltes n'a pas d'impact significatif sur la concentration dans le sol et que le bruit de fond est constant (par

conséquent, le bruit de fond ne sera pas pris en compte à cette étape)⁴¹. Cette hypothèse est renforcée par le fait que i) les agriculteurs sont encouragés à laisser les résidus de culture sur le sol, et ii) on travaille à partir des données de cadmium total (les pentes d'absorption ont été estimées en fonction des teneurs en cadmium total), et comme les prélèvements par les plantes ne se font qu'à partir du cadmium disponible (qui représente environ 12% selon Marc Hébert), l'impact sur la teneur en cadmium totale dans le sol en est réduit. La répartition du contaminant dans les différents milieux (sol, eau, air) doit être estimée en respectant le bilan de masse, c'est-à-dire la conservation de la masse apportée et l'équilibre entre les différents milieux.

2.3.1.1 Bilan de masse

2.3.1.1.1 Équilibre entre les différentes phases du sol

Les contaminants apportés dans le sol se répartissent au sein du sol entre trois compartiments : les porosités remplies d'air, les porosités remplies d'eau et les particules de sol auxquelles les contaminants peuvent s'adsorber. L'équilibre entre la phase gazeuse et la phase liquide et entre la phase particulaire et la phase aqueuse est décrit par la constante de Henry (H) et par la constante d'adsorption (Kd), respectivement. La masse totale de contaminant apportée peut donc s'écrire comme suit :

$$M_t = M_{ads} + M_{eaus} + M_{airs}$$

et la concentration totale de contaminant dans le sol peut être estimée comme :

$$C_t = \frac{M_t}{V_t} = \frac{M_{ads} + M_{airs} + M_{eaus}}{V_a + V_e + V_s} \quad [\text{Eqn. V-1}]$$

où

M_t = masse totale de contaminant (kg)

M_{ads} = masse de contaminant adsorbée aux particules de sol (kg)

M_{eaus} = masse de contaminant dissout dans le sol (kg)

M_{airs} = masse de contaminant sous forme gazeuse dans le sol (kg)

C_t = concentration de contaminant dans le sol (kg/m³)

V_t = volume total de sol (m³)

V_a = volume d'air dans le sol (m³)

V_e = volume d'eau dans le sol (m³)

V_s = volume de solides dans le sol (m³)

⁴¹ Cependant, la concentration dans l'environnement sera estimée pour le bruit de fond afin de valider les modèles utilisés en comparant les doses d'exposition due au bruit de fond estimées dans cette étude et celles estimées pour les Canadiens.

La porosité aqueuse du sol (θ_e) est égale au ratio du volume occupé par l'eau sur le volume total. La porosité du sol remplie d'air (θ_a) est estimée de la même façon :

$$\theta_e = \frac{V_e}{V_t} \quad \theta_a = \frac{V_a}{V_t}$$

La porosité totale du sol (θ_t), définie comme le volume de sol qui n'est pas occupé par des particules solides, peut se calculer comme suit :

$$\theta_t = \frac{V_t - V_s}{V_t} = \theta_a + \theta_e$$

La constante de Henry (H' , sans unité), qui correspond au coefficient de partage du contaminant entre la phase gazeuse et la phase aqueuse, est calculée comme suit :

$$H' = \frac{M_{\text{airs}}/V_a}{M_{\text{eaus}}/V_e} = \frac{M_{\text{airs}} \times V_e}{M_{\text{eaus}} \times V_a}$$

Cette constante peut aussi être exprimée en atm-m³/mol (H) en tenant compte de la température ($H=H' \times R \times T$, où $R=8.21 \times 10^{-5}$ m³-atm/mol et T = température en degrés K).

La densité du sol brut (DB, en kg/m³) est définie comme la masse totale de sol divisée par le volume total de sol.

La combinaison de ces différentes définitions permet d'estimer la proportion de contaminant dans chaque sous-partie du sol en fonction de données facilement disponibles, soit la densité du sol (DB), le coefficient de partage sol:eau (K_d) et la porosité du sol (θ_a, θ_e) :

$$C_a = \frac{C_t}{\left(\frac{K_d \times DB}{H'} + \frac{\theta_e}{H'} + \theta_a \right)} \quad [\text{Eqn. V-2}]$$

$$C_e = \frac{C_t}{K_d \times DB + \theta_e + H' \times \theta_a} \quad [\text{Eqn. V-3}]$$

$$C_s = \frac{C_t}{DB + \frac{\theta_e}{K_d} + \frac{H' \times \theta_a}{K_d}} \quad [\text{Eqn. V-4}]$$

où

C_a , C_e et C_s = concentration de contaminant dans les pores remplis d'air du sol, dans les pores aqueux du sol et concentration de contaminant adsorbé aux particules de sol, respectivement (kg/kg sol)

2.3.1.1.2 Pertes de contaminants

Les quatre processus par lesquels les contaminants peuvent être « perdus » du sol sont le lessivage, l'érosion, la volatilisation et la dégradation. Ces quatre processus sont modélisés comme des processus de premier ordre et chacun d'eux entre en compétition avec les autres :

$$K_{\text{tot}} = K_{\text{les}} + K_{\text{vol}} + K_{\text{ero}} + K_{\text{deg}} \quad [\text{Eqn. V-5}]$$

où

K_{tot} = constante de perte totale de contaminant à partir du sol amendé (an^{-1})

K_{les} = constante de perte due au lessivage (an^{-1})

K_{vol} = constante de perte due à la volatilisation (an^{-1})

K_{ero} = constante de perte due à l'érosion (an^{-1})

K_{deg} = constante de perte due à la dégradation biotique ou abiotique (an^{-1})

La fraction de contaminant perdu par chaque processus (f) est estimée comme :

$$f_{\text{les}} = \frac{K_{\text{les}}}{K_{\text{tot}}} \quad f_{\text{vol}} = \frac{K_{\text{vol}}}{K_{\text{tot}}} \quad f_{\text{ero}} = \frac{K_{\text{ero}}}{K_{\text{tot}}} \quad f_{\text{deg}} = \frac{K_{\text{deg}}}{K_{\text{tot}}}$$

où

f_{les} = fraction perdue par lessivage

f_{vol} = fraction perdue par volatilisation

f_{ero} = fraction perdue par l'érosion

f_{deg} = fraction perdue par dégradation biotique ou abiotique

2.3.1.1.2.1 Pertes par lessivage

La concentration potentielle de contaminant dans l'eau de lessivage (C_{les}) peut être considérée égale à la concentration de contaminant dans la phase aqueuse du sol (C_e , Eqn V-3) définie précédemment. Après réarrangement, C_{les} peut donc s'écrire comme suit :

$$C_{\text{les}} = \frac{C_t}{(DB \times K_d \times 10^{-3} + \theta_e + H' \times \theta_a)} \quad [\text{Eqn. V-6}]$$

où

C_{les} = concentration de contaminant dans l'eau de lessivage (kg/m^3)

C_t = concentration totale de contaminant dans le sol (kg/m^3)

DB = densité du sol dans la zone de mélange (kg/m^3)

θ_e = porosité remplie d'eau du sol (sans unité)

H' = constante de Henry sans unité

θ_a = porosité remplie d'air dans le sol (sans unité)

10^{-3} = conversion de L en m^3

Kd exprimé en L/kg

La masse de contaminant qui peut être perdue par lessivage dans un intervalle de temps donné (flux) peut être décrite comme le volume d'eau qui percole à travers le sol multiplié par la concentration de contaminant dans l'eau :

$$FA_{les} = RA \times C_{les} \times 10000 \quad [\text{Eqn. V-7}]$$

où

FA_{les} = flux annuel de contaminant perdu par lessivage par le sol traité (g/ha-an)

RA = recharge annuelle de l'eau souterraine (m/an)

C_{les} = concentration de contaminant dans l'eau de percolation (mg/L d'eau présente dans les pores aqueux)

10 000 = conversion de g/m²-an à g/ha-an

En considérant que les pertes sont de premier ordre, la concentration totale de contaminant dans le sol diminue au fur et à mesure du lessivage :

$$\frac{dC_t}{dt} = -K_{les} \times C_t$$

où

K_{les} = constante de pertes de contaminant par lessivage (an⁻¹)

C_t = concentration totale de contaminant dans le sol (kg/m³)

Le réarrangement de cette équation conduit à l'expression de K_{les} en fonction de la masse totale de contaminant dans le sol (M_t , en kg) :

$$K_{les} = \frac{dC_t / dt}{C_t} = \frac{dM_t / dt}{M_t}$$

ce qui équivaut à

$$K_{les} = \frac{FA_{les} \times A_{site} \times 10^{-4}}{M_t \times 1000} \quad [\text{Eqn. V-8}]$$

où

K_{les} = constante de pertes de contaminant par lessivage (an⁻¹)

FA_{les} = flux annuel de contaminant perdu par lessivage par le sol traité (g/ha-an)

A_{site} = surface de sol traité (m²)

M_t = masse totale de contaminant (kg)

10⁻⁴ = conversion de m² à ha

1000 = conversion de kg à g

Le volume total de sol (V_t , en m³) étant égal au produit de la surface (A_{site}) par la profondeur (d_i), M_t peut être écrite comme suit :

$$M_t = C_t \times A_{site} \times d_i$$

En combinant les deux équations précédentes, la constante de lessivage de premier ordre peut donc être estimée comme suit:

$$K_{les} = \frac{RA \times C_{les}}{C_t \times d_i} = \frac{RA}{(DB \times K_d + \theta_e + H \times \theta_a) \times d_i} \quad [\text{Eqn. V-9}]$$

La contamination moyenne de l'eau souterraine a été estimée pour les 25 premières et les 75 dernières années de traitement en utilisant la concentration moyenne de contaminants dans le sol estimée pour ces deux périodes respectives.

2.3.1.1.2.2 Pertes par volatilisation

Le cadmium n'est pas sujet à la volatilisation mais il est reconnu que les dioxines/furannes présentes dans le sol peuvent se volatiliser, surtout en période estivale. Le flux de dioxines/furannes volatilisés a été estimé à l'aide du modèle EMSOFT (Exposure model for soil-organic fate and transport, disponible sur le site internet de l'U.S.EPA). Ce modèle, essentiellement basé sur les travaux de Jury (Jury et coll., 1983, Jury et coll., 1990), décrit le transport vertical des composés dans un sol supposé uniforme. Le processus de volatilisation de composés présents dans un sol étant très complexe, il a été nécessaire de poser un certain nombre de suppositions afin de simplifier le système et de permettre une modélisation. Les suppositions majeures liées à cette modélisation sont les suivantes :

- la colonne de sol est uniforme (en terme de porosité, teneur en eau, densité, fraction de carbone organique, flux d'eau vertical) de la surface à une profondeur infinie,
- initialement, la concentration du composé est uniforme dans le sol, sur une profondeur définie par l'utilisateur du modèle,
- au cours du temps, le composé se déplace, se dégrade, diffuse et se volatilise en surface. À la surface, il y a une couche où la concentration est considérée nulle (car la volatilisation est considérée totale avec le vent) à travers laquelle se produit la diffusion,
- la relation liquide-solide est supposée linéaire (valable à faibles concentrations dans l'eau) ainsi que la relation liquide-vapeur (valable jusqu'à saturation vapeur).

La concentration dans le sol utilisée comme intrant dans ce modèle est (i) la concentration moyenne pendant les 25 premières années et (ii) la concentration moyenne pendant les 75 dernières années (voir section V-2.3.1.2 et Eqn. V-12 pour l'estimation de ces concentrations). Afin de simplifier les estimations, la 2,3,7,8-TCDD a été utilisée pour représenter l'ensemble des dioxines/furannes. Cette approximation conduira à des estimés conservateurs en terme de volatilisation car la 2,3,7,8-TCDD est un des congénères les plus susceptibles de se volatiliser à partir des sols (K_d faible et constante de Henry élevée comparés aux autres congénères). Les valeurs des intrants du modèle spécifiques du composé et du sol étudié sont présentés dans la section V-2.4.1.1.3).

2.3.1.1.2.3 Pertes dues à l'érosion

Les pertes de contaminant dues à l'érosion sont estimées à partir du rapport entre les pertes de sol et la profondeur d'incorporation du biosolide. Ce processus non spécifique du contaminant est considéré être d'ordre 1.

$$K_{\text{ero}} = \frac{d_{\text{ero}}}{d_i} \quad [\text{Eqn. V-10}]$$

où

K_{ero} = pertes de contaminant dues à l'érosion (an^{-1})

d_{ero} = profondeur du sol érodé sur le site à chaque année (m/an)

d_i = profondeur de l'incorporation des biosolides (m)

La hauteur de sol érodé (d_{ero}) annuellement est estimée à partir de la quantité annuelle de sol érodée (Q_{ero}) :

$$d_{\text{ero}} = \frac{Q_{\text{ero}}}{\text{BD} \times 10^{-3} \times 10000} \quad [\text{Eqn. V-11}]$$

où

d_{ero} = profondeur du sol érodé sur le site annuellement (m/an)

Q_{ero} = quantité de sol perdue par érosion annuellement (t/ha-an)

BD = densité du sol (kg/m^3)

10^{-3} = facteur de conversion de kg/m^3 à t/m^3

Les sols sont érodés à la fois par l'effet du vent et par le ruissellement, mais les pertes de sol par érosion éolienne étant supposées négligeables par rapport aux pertes par ruissellement, elles ne seront pas considérées dans cette évaluation. Monsieur Claude Bernard (IRDA, communication personnelle) a estimé pour nous la quantité de sol déplacé par érosion hydrique à l'aide de l'équation universelle de pertes de sol. Le terme « déplacé » a son importance car il signifie que le sol érodé ruisselle, mais qu'une partie des particules en suspension se redépose sur le site. La valeur et les conditions d'estimation de la valeur choisie sont détaillées dans la section V-2.4.1.1.3.

2.3.1.1.2.4 Pertes par dégradation

La constante de perte par dégradation est estimée à partir de la demi-vie du contaminant dans le sol selon la relation suivante :

$$K_{\text{deg}} = \frac{\ln 2}{t_{1/2}}$$

où

K_{deg} = constante de pertes par dégradation (an^{-1})

$t_{1/2}$ = demi-vie du contaminant dans le sol (an)

Les pertes par dégradation ne s'appliquent pas aux métaux.

2.3.1.2 Estimations des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans le sol agricole après épandage de fertilisants

La connaissance de la masse de contaminants apportée dans le sol pendant les 100 années couvertes par cette analyse ne permet pas à elle seule d'estimer la concentration totale dans le sol. En effet, il est préférable de tenir compte des pertes de contaminants par les processus cités précédemment et ainsi de respecter l'équilibre de masse.

L'estimation de la contamination du sol nécessite la connaissance (i) de la quantité annuelle de contaminant apportée (M_{app}) par les fertilisants (MRF, matière organique animale, amendement calcique et/ou engrais, selon les scénarios), et (ii) du coefficient de pertes totales de contaminants (K_{tot}) (Eqn. V-5).

Note : La contamination bruit de fond du sol ne sera pas prise en compte dans l'estimation de la contamination du milieu et des denrées alimentaires car le bruit de fond environnemental sera considéré dans la partie « estimation de l'exposition ».

Afin d'alléger la lecture des sections suivantes, nous indiquons ici comment la masse de contaminant présente dans le sol (M) peut être transformée en concentration dans le sol (C) :

$$C = \frac{M \times 1000}{\text{MSH}} \quad [\text{Eqn. V-12}]$$

où

C = concentration du contaminant dans le sol (mg/kg m.s.)

M = masse de contaminant dans le sol (sur 15 cm) (kg/ha)

MSH = masse de sol par hectare, sur 15 cm de profondeur (t m.s./ha)

1000 = facteur de conversion de kg/t à mg/kg

Ce calcul ne sera pas représenté ultérieurement.

2.3.1.2.1 Masse de contaminant apportée dans le sol

La masse de contaminants apportée dans le sol par tous les fertilisants est dérivée des scénarios de fertilisation présentés dans la section IV-1.3. et résumés dans les tableaux V-44 à V-47.

La masse de chaque contaminant apportée chaque année est égale à la somme des produits [concentration dans le fertilisant] × [taux d'application annuel du fertilisant], soit :

$$M_{app,i} = \sum C_f \times TAA_f \times 10^{-6} \times 10^3 \quad [\text{Eqn. V-13}]$$

où

$M_{app,i}$ = masse de contaminant apportée par les fertilisants f dans le sol au cours de l'année i (kg/ha-an)

C_f = concentration de contaminant dans le fertilisant f (mg/kg m.s.)

TAA_f = taux d'application annuel du fertilisant f (t m.s./ha-an)

10^{-6} = conversion de mg à kg

10^3 = conversion de t à kg

La masse de contaminant apportée après N années d'épandages est ensuite estimée comme suit :

$$M_{app,N} = \sum_{i=0}^N M_{app,i} \quad [\text{Eqn. V-14}]$$

où $M_{app,N}$ = masse de contaminant apportée par tous les fertilisants dans le sol pendant les N années de fertilisation (kg/ha)

M_{app} a été estimée pour les 25 premières années et pour les 75 dernières années de fertilisation.

La concentration moyenne sur les 25 premières et les 75 dernières années ne tenant compte ni des pertes ni du bruit de fond, a été utilisée comme intrant au modèle EMSOFT pour estimer la quantité moyenne de 2,3,7,8-TCDD⁴² volatilisée (voir section V-2.4.1.1.3).

2.3.1.2.2 Concentration restant dans le sol en considérant les pertes

Lorsque l'on tient compte des pertes de contaminant, il faut appliquer le coefficient de perte de façon spécifique à chaque année. En effet, la masse de contaminant apportée il y a 20 ans a subi plus de pertes que celle apportée il y a deux ans.

Dans un premier temps, il convient de calculer la masse de contaminant apportée dans l'année i et qui reste dans le sol à l'année N :

$$M_{rest,Ni} = M_{app,i} \times e^{-(N-i)K_{tot}} \quad [\text{Eqn. V-15}]$$

Où

$M_{rest,Ni}$ = masse de contaminant apportée à l'année i et qui reste à la N^{ième} année (kg/ha)

$M_{app,i}$ = masse de contaminant apportée par tous les fertilisants au cours de l'année i (kg/ha)

K_{tot} = constante de pertes totales (an⁻¹)

i = année de l'épandage

N = année à laquelle la masse de contaminant restante est estimée

⁴² Les propriétés physicochimiques de la 2,3,7,8-TCDD ayant été retenues pour estimer la volatilisation des dioxines/furannes.

La masse cumulée de contaminant présente dans le sol à la N^{ème} année d'épandage ($M_{rest,N}$) est estimée comme la somme de la masse de contaminant restant de chacune des N années :

$$M_{rest,N} = \sum_{i=0}^{i=N} M_{app,i} \times e^{-(N-i)K_{tot}} \quad [\text{Eqn. V-16}]$$

où

$M_{rest,N}$ = masse de contaminant restante, cumulée à l'année N (kg/ha)

2.3.1.2.3 Concentrations moyennes dans le sol au cours des 25 premières et des 75 dernières années d'épandage

La concentration moyenne de contaminant présente dans le sol est estimée comme la moyenne des concentrations annuelles totales. Les concentrations annuelles totales, qui correspondent à la concentration de contaminant présente dans le sol à la fin de chaque année d'épandage (1 an après l'épandage), sont estimées à partir de la masse cumulée annuelle (MC). La masse cumulée annuelle est estimée comme suit :

$$MC_N = (M_{app,N} + MC_{N-1}) \times e^{-K_{tot}} \quad [\text{Eqn. V-17}]$$

où

MC_N = masse de contaminant apportée par les fertilisants et accumulée dans le sol à l'année N (N varie entre 1 et 100) (kg/ha)

$M_{app,N}$ = masse de contaminant apportée par les fertilisants à l'année N (kg/ha)

MC_{N-1} = masse de contaminant apportée par les fertilisants et accumulée dans le sol à l'année (N-1) (kg/ha) (la première année (an 1), $MC_{N-1} = 0$).

La masse moyenne de contaminant pendant les 25 premières années de fertilisation est donc estimée comme suit :

$$MC_{25,moy} = \frac{\sum_{N=1}^{N=25} (M_{app,N} + MC_{N-1}) \times e^{-K_{tot}}}{25} \quad [\text{Eqn. V-18}]$$

où

$MC_{25,moy}$ = masse moyenne totale de contaminant présente dans le sol durant les 25 premières années de fertilisation (kg/ha)

et la masse moyenne de contaminant pendant les 75 dernières années de fertilisation est estimée comme suit :

$$MC_{75,moy} = \frac{\sum_{N=26}^{N=100} (M_{app,N} + MC_{N-1}) \times e^{-K_{tot}}}{75} \quad [\text{Eqn. V-19}]$$

où

$MC_{75,moy}$ = masse moyenne de contaminant présente dans le sol durant les 75 dernières années de fertilisation (kg/ha).

2.3.1.3 Estimation de la contamination des denrées alimentaires

2.3.1.3.1 Contamination des plantes

Les voies majeures de contamination des plantes par les contaminants du sol sont l'absorption racinaire pour le cadmium et le transfert air-plante pour les dioxines/furannes.

2.3.1.3.1.1 Cadmium

Dans le cadre de l'utilisation de MRF, l'absorption par voie racinaire est la voie plus importante de contamination des plantes par le cadmium. De nombreuses études ont été réalisées pour estimer l'absorption racinaire du cadmium par les plantes cultivées sur des sols fertilisés par des biosolides municipaux. Les résultats de ces études ont été utilisés par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992b) pour estimer les facteurs d'absorption racinaire du cadmium dans des plantes cultivées en champ. Nous avons utilisé les données obtenues à pH compris entre 5,0 et 7,5 pour les trois types de cultures autres que la pomme de terre (pH compris entre 4,5 et 6,5). Ces gammes ont été établies à partir de la gamme de pH estimée dans les scénarios de fertilisation ($6,0 \leq \text{pH} \leq 6,5$, pour toutes cultures sauf pomme de terre : $5,0 \leq \text{pH} \leq 6,0$), à laquelle nous avons ajouté ou retranché une unité de pH (toutes cultures sauf pomme de terre) ou 0,5 unité de pH (pomme de terre). Nous avons utilisé cette approche pour i) conserver un maximum de données obtenues sur des cultures diverses, et avoir ainsi une meilleure valeur sur le plan statistique et ii) éviter d'utiliser des valeurs obtenues à des pH trop éloignés des pH idéaux qui sont théoriquement rencontrés selon les scénarios de fertilisation avec MRF décrits dans notre étude.

Les pentes d'absorption individuelles ont été déterminées selon l'équation suivante :

$$PA_{\text{veg}} = \frac{C_{\text{pl},1} - C_{\text{pl},0}}{Q_1} \quad [\text{Eqn. V-20}]$$

où

PA_{veg} = pente d'absorption du métal par la plante à partir du sol [(mg métal/kg m.s. tissu)/(kg métal/ha)]

$C_{\text{pl},0}$ = concentration de métal mesurée dans la plante cultivée sur un sol qui n'a pas reçu de métal provenant de MRF ou de compost contenant des MRF (mg métal/kg m.s. de tissu)

$C_{\text{pl},1}$ = concentration de métal mesurée dans la plante cultivée sur un sol qui a reçu une charge Q_1 (kg/ha) de métal provenant de MRF ou de compost contenant des MRF (mg métal/kg m.s. de tissu)

Q_2 = charge de métal apportée par la MRF (kg/ha)

La pente d'absorption retenue pour représenter l'absorption des catégories de plantes (par exemple, légumes à feuilles, légumes fruits...) est la moyenne géométrique des pentes individuelles ainsi obtenues.

2.3.1.3.1.2 Dioxines/furannes

La contamination par les dioxines/furannes de la partie consommable des plantes dépend du contact de cette partie avec le sol et l'air. Les légumes sont potentiellement contaminés par absorption racinaire, par absorption foliaire et par déposition atmosphérique, mais les

dioxines/furannes étant des composés très lipophiles ($\log K_{ow} > 5$), leur absorption racinaire devrait être négligeable (de l'ordre de 1% de la concentration dans la plante est due à l'absorption racinaire, (Hattemer-Frey et Travis, 1991, Stevens, 1991, Belcher et Travis, 1991, O'Connor, 1995)), alors que la contamination des plantes par absorption foliaire représenterait environ 75% de la contamination totale, selon Belcher et Travis, 1991. Cependant, nous avons estimé que les dépôts atmosphériques ne devraient pas être influencés par l'utilisation de MRF sur les sols agricoles, et que la contamination des plantes liée aux MRF proviendrait essentiellement de l'émission de vapeurs provenant du sol (transfert air-plante) et de l'absorption racinaire.

La concentration de dioxines/furannes dans les plantes contaminées par absorption foliaire des vapeurs dépend de la concentration de contaminant volatilisé et disponible pour les plantes, laquelle dépend du flux de contaminant volatilisé à partir du sol amendé par les biosolides et de conditions propres au terrain, telles que vitesse du vent, surface de sol contaminé et hauteur de mélange.

La concentration dans le sol utilisée pour estimer la concentration dans l'air est la concentration moyenne (sur les 25 premières et les 75 dernières années) obtenue en tenant compte des pertes par dégradation, érosion et lessivage. Le flux de contaminants perdus par volatilisation a été estimé à l'aide du logiciel EMSOFT, pour la période de juin à septembre (période de végétation pour la récolte). La valeur moyenne obtenue est ensuite utilisée comme suit pour estimer la concentration dans l'air :

$$C_{vol} = \frac{\text{Flux}_{vol} \times A_{site} \times 10^5}{BL \times u_{mix} \times z \times 3,15 \times 10^7} \quad [\text{Eqn. V-21}]$$

où

C_{vol} = concentration moyenne annuelle de contaminant volatilisé dans l'air au dessus du sol amendé par les biosolides ($\mu\text{g contaminant}/\text{m}^3$)

Flux_{vol} = Flux moyen de dioxines/furannes volatilisés provenant des MRF incorporées dans le sol ($\text{kg}/\text{ha}\cdot\text{an}$)

A_{site} = surface sur laquelle les biosolides ont été appliqués et à partir de laquelle les contaminants se volatilisent (m^2)

10^5 = facteur de conversion de kg/ha à $\mu\text{g}/\text{m}^2$

BL = longueur du champ perpendiculaire à la direction du vent (m)

u_{mix} = moyenne annuelle de la vitesse du vent correspondant à la hauteur de la zone de mélange (m/sec)

z = hauteur de la zone de mélange (m)

$3,15 \times 10^7$ = facteur de conversion de secondes à années

Une fois que la concentration de contaminant sous forme de vapeur dans l'air est connue, la concentration dans les tissus végétaux situés au dessus du sol est estimée selon l'équation suivante (selon EPA 1998c, cité dans Abt Associates Inc (1999)) :

$$C_{j,air} = \frac{C_{vol} \times F_v \times Bv_{ag} \times VG_{ag}}{\rho_a \times 1000} \quad [\text{Eqn. V-22}]$$

où

$C_{j,air}$ = concentration de contaminant j dans le tissu (matière sèche) de la récolte située au dessus de la terre et due au transfert air-plante (mg contaminant/kg m.s.)

F_v = fraction de la concentration de contaminant dans l'air qui est sous forme vapeur (=1 par défaut)

Bv_{ag} = facteur de biotransfert air-plante (mg contaminant/g plante)/(mg contaminant/g air)

VG_{ag} = facteur de correction empirique pour les récoltes au dessus de la terre

ρ_a = densité de l'air (g/L)

1000 = facteur de conversion de L en m³

2.3.1.3.2 Contamination des tissus animaux

Le transfert de contaminants dans les animaux est estimé de façon différente pour les animaux terrestres et pour les poissons. Pour les animaux terrestres, il est possible d'utiliser un facteur de bioconcentration qui correspond au ratio [concentration dans le tissu/concentration dans l'alimentation]. Cependant, la teneur de contaminants dans l'alimentation étant très variable, il est préférable d'utiliser un facteur de biotransfert (FBT) qui correspond au ratio [concentration du contaminant à l'équilibre dans un tissu ou un organisme (mg/kg)/dose journalière de contaminant (mg/j)] (Hattemer-Frey et Travis, 1991).

La contamination du poisson peut être estimée à l'aide d'un facteur de bioconcentration (FBC) (ratio concentration dans le tissu/concentration dans l'eau), ou d'un facteur de bioaccumulation (FBA) qui représente le ratio entre la concentration dans le poisson et la concentration dans l'eau et la nourriture du poisson (incluant les sédiments) (Sherman et coll. 1992 cité par ATSDR 1998). Pour des composés tels que les dioxines/furannes, qui sont très peu solubles dans l'eau, il est préférable d'utiliser le FBA que le FBC.

2.3.1.3.2.1 Animaux terrestres

La concentration de cadmium dans les tissus d'animaux terrestres est estimée à l'aide du facteur de biotransfert, comme suit :

$$C_k = \left(\sum_{j=1}^{j=n} C_j \times I_{k,j} + C_s \times I_{k,s} \right) \times FBT_k \quad [\text{Eqn. V-23}]$$

où

C_k = concentration de contaminant dans le tissu k (mg/kg m.s.)

C_j = concentration de contaminant dans la plante j (mg/kg m.s.)

$I_{j,k}$ = taux d'ingestion de plante j par l'animal k (kg m.s./j)

C_s = concentration de contaminant dans le sol (mg/kg m.s.)

$I_{k,s}$ = taux d'ingestion de sol par l'animal k (kg m.s./j)

FBT_k = facteur de biotransfert du contaminant (j/kg)

2.3.1.3.2 Poisson

Les poissons les plus contaminés par le cadmium et les dioxines sont les prédateurs, c'est-à-dire les poissons du quatrième niveau trophique. La concentration de contaminant dans le poisson est donc estimée à l'aide d'un facteur de bioaccumulation, qui tient compte de la biomagnification :

$$C_{\text{poisson}} = C_{\text{esurf}} \times FBA \quad [\text{Eqn. V-24}]$$

où

C_{poisson} = concentration dans le poisson (mg/kg)

C_{esurf} = concentration dans l'eau de surface (mg/L)

FBA = facteur de bioaccumulation

2.3.1.3.3 Concentration dans le lait maternel

La méthode utilisée est basée sur celle développée dans le rapport *Estimating Exposures to dioxin-like compounds* (U.S.EPA, 1994a). On considère que la concentration de dioxines/furannes dans les matières grasses du lait maternel est la même que la concentration dans les tissus gras de la mère.

La concentration dans les matières grasses du lait est estimée comme suit :

$$C_{\text{mgl}} = \frac{\text{Dose}_m \times f_1}{K_{\text{el}} \times f_2} \quad [\text{Eqn. V-25}]$$

où

C_{mgl} = concentration de contaminant j dans les matières grasses du lait maternel (mg/kg matières grasses du lait)

Dose_m = dose d'exposition de la mère à partir des biosolides (selon les voies d'exposition retenues) (mg/kg-j)

f_1 = proportion de contaminant ingéré qui est stocké dans les graisses

K_{el} = constante d'élimination du contaminant chez l'adulte (j^{-1})

f_2 = fraction du poids de la mère qui correspond à des graisses (kg gras/kg poids corporel)

Ce modèle à l'équilibre suppose que la concentration de contaminant dans la mère reste constante (pas de perte lors de l'allaitement).

2.3.1.4 Estimation de la concentration dans l'eau

2.3.1.4.1 Eau de surface

Les MRF épandues sur les sols peuvent contaminer l'eau de surface par ruissellement⁴³. Il est difficile d'estimer avec confiance la contribution de l'érosion d'une parcelle de sol sur la contamination de l'ensemble d'un cours d'eau car (i) une telle modélisation nécessite la prise en compte de la contribution de toute la surface de sols dont les ruissellements mènent au cours d'eau du bassin versant, (ii) la dilution des sols érodés dépend du débit du cours d'eau (qui varie en fonction des précipitations et de la saison) et (iii) la teneur de matières en suspension dépend aussi de la remise en suspension des sédiments. Cette modélisation est d'autant plus difficile qu'elle doit être réalisée dans un contexte générique et représenter le risque appliqué à un vaste territoire.

La quantité de sol perdue annuellement par érosion (QSPE, en t/ha-an, déterminée dans la section V-2.4.1.1.3) varie en fonction de la couverture du sol. Elle est donc plus élevée lorsque les sols sont cultivés que lorsque les sols sont en prairie ou en forêt. Le sol érodé qui rejoint la rivière comporte des particules provenant du sol ayant reçu des MRF et du sol n'en ayant pas reçu. La dilution du sol provenant de zones traitées par les MRF peut donc être estimée comme suit :

$$FD = \frac{QSPE_{agr} \times F_{agr} \times F_{mrf}}{QSPE_{agr} \times F_{agr} + QSPE_{nagr} \times (1 - F_{agr})} \quad [Eqn. V-26]$$

où

FD = facteur de dilution du sol traité par les MRF, érodé, présent dans la rivière (sans unité)

QSPE_{agr} = quantité de sol agricole perdue annuellement par érosion (t/ha-an)

F_{agr} = fraction de la superficie du bassin versant consacrée à l'agriculture (sans unité)

F_{mrf} = fraction de la superficie agricole qui reçoit des MRF (sans unité)

QSPE_{nagr} = quantité de sol non agricole perdue annuellement par érosion (t/ha-an)

Les matières en suspension (MES) présentes dans un cours d'eau proviennent à la fois de la remise en suspension des sédiments et de l'apport du ruissellement. Étant donné que la fraction provenant des sédiments est très difficile à estimer, nous considérerons que 100% de la MES provient du ruissellement. La fraction de MES du cours d'eau correspondant au sol traité par les MRF est égale au facteur de dilution FD, et l'apport de contaminant par les MRF peut donc être estimé à partir du produit [FD × concentration dans le sol traité par les MRF]. La concentration totale de contaminant dans le cours d'eau correspond à la somme de la concentration dissoute et de la concentration adsorbée sur les particules présentes dans le cours d'eau, et la concentration de contaminant dissous dans l'eau est estimée en tenant compte du partage du contaminant entre la phase aqueuse et la phase solide :

⁴³ La déposition atmosphérique de particules provenant des sols traités n'a pas été considérée ici.

$$C_{\text{sol,mrf}} \times \text{MES} \times \text{FD} \times 10^{-6} = C_{\text{esurf,mrf}} + (C_{\text{esurf,mrf}} \times K_d \times \text{MES} \times \text{FD} \times 10^{-6})$$

où

$C_{\text{sol,mrf}}$ = concentration de contaminant dans les sols traités par les MRF (mg/kg)

MES = concentration de matière en suspension totale (mg/L)

FD = facteur de dilution du sol traité par les MRF érodé

$C_{\text{esurf,mrf}}$ = concentration de contaminant provenant des MRF et dissout dans l'eau de surface (mg/L)

K_d = coefficient de partition sol:eau (L/kg)

10^{-6} = conversion de mg à kg

La concentration de contaminant apporté par les MRF et dissous dans le cours d'eau est donc :

$$C_{\text{esurf,mrf}} = \frac{C_{\text{sol,mrf}} \times \text{MES} \times \text{FD} \times 10^{-6}}{1 + K_d \times \text{MES} \times \text{FD} \times 10^{-6}} \quad [\text{Eqn. V-27}]$$

2.3.1.4.2 Eau souterraine

La concentration de contaminant provenant des MRF dans l'eau souterraine peut être estimée comme la quantité de contaminant perdue annuellement par lessivage divisée par la quantité d'eau nouvelle chaque année. La quantité d'eau nouvelle par hectare de terrain peut être estimée à partir de la recharge annuelle comme suit :

$$V_{\text{sout}} = \text{RA} \times A \times 10\,000 \quad [\text{Eqn. V-28}]$$

où

V_{sout} = volume d'eau souterraine générée chaque année par hectare ($\text{m}^3/\text{ha-an}$)

RA = recharge annuelle de la nappe (m/an)

A = surface de sol (ha) (ici, valeur unitaire)

10 000 = facteur de conversion de ha à m^2

La quantité de contaminant perdue par les sols traités avec les MRF est égale au flux $F_{\text{a}_{\text{les}}}$ (section V-2.3.1.1.2, Eqn. V-7). La concentration totale de contaminant dans la nappe est estimée en tenant compte de la proportion de superficie de sol qui reçoit des MRF (ces valeurs seront les mêmes que celles utilisées pour l'estimation de la contamination de l'eau de surface) et de la concentration de contaminant dans les sols agricoles recevant des MRF, les sols agricoles ne recevant pas de MRF et les sols non agricoles.

$$C_{\text{sout}} = \frac{FA_{\text{les,mrf}} \times F_{\text{agr}} \times F_{\text{mrf}} + FA_{\text{les,agr}} \times F_{\text{agr}} \times (1 - F_{\text{mrf}}) + FA_{\text{les,nagr}} \times (1 - F_{\text{agr}})}{V_{\text{sout}}} \times 10^6 \quad [\text{Eqn. V-29}]$$

où

C_{sout} = concentration de contaminant dans l'eau souterraine (µg/L)

$FA_{\text{les,mrf}}$ = flux de contaminant perdus par le sol traité avec des MRF (kg/ha-an)

F_{agr} = fraction de la superficie du bassin versant consacrée à l'agriculture (sans unité)

F_{mrf} = fraction de la superficie agricole qui reçoit des MRF (sans unité)

$FA_{\text{les,agr}}$ = flux de contaminants perdus par les sols agricoles dû à la contamination bruit de fond (inclut sols traités et non traités par les MRF) (kg/ha-an)

$FA_{\text{les,nagr}}$ = flux de contaminants perdus par les sols non agricoles (kg/ha-an)

10^{-6} = conversion de kg/m^3 à $\mu\text{g/L}$

2.3.1.5 Estimation de la concentration dans l'air

Les contaminants présents dans les MRF peuvent se disperser dans l'air sous forme de vapeur ou adsorbés à des particules en suspension. La remise en suspension ne sera considérée que lors du travail dans les champs (labourage, hersage, semis).

2.3.1.5.1 Vapeurs

La volatilisation des dioxines/furannes a été estimée à l'aide du modèle EMSOFT (section V-2.3.1.1.2) en utilisant les propriétés de la 2,3,7,8-TCDD. La dispersion dans l'air a ensuite été simulée par le modèle ISCLT3. Le principe et les données détaillées utilisées dans ce modèle sont décrits dans l'annexe V-A. Les simulations de dispersion ont été effectuées pour un taux d'émission unitaire de 2,3,7,8-TCDD de $1,0 \times 10^{-6}$ g/sec- m^2 . La concentration dans l'air correspondant au taux d'émission estimé pour cette évaluation de risque est ensuite obtenue en multipliant le taux d'émission par la valeur de concentration unitaire dérivée par le modèle.

2.3.1.5.2 Particules

L'émission annuelle de particules respirables provenant de l'érosion des sols agricoles est suffisamment négligeable pour ne pas être prise en compte mais l'exposition des travailleurs aux particules émises lors du labour, de l'hersage et du semis doit être estimée. Dans son évaluation de risque sur les fertilisants (U.S.EPA, 1999a), l'U.S.EPA a estimé la quantité de poussières émises lors du labour, mais il n'existe pas, à notre connaissance, de moyen d'estimer la remise en suspension des particules respirables lors du travail de la terre. Par conséquent, nous avons préféré considérer que la concentration de poussières dans l'air lors du travail des champs était égale à la concentration maximale permise en milieu de travail au Québec, soit 10 mg/m^3 (particules totales) (Gouvernement du Québec, 1996).

2.3.2 Estimation de l'exposition humaine

L'exposition de l'IFE et de sa mère a été estimée pour les différentes voies d'exposition, directes et indirectes, aux contaminants apportés dans l'environnement par les MRF. L'IFE est exposé par les neuf voies présentées à la figure V-1 (section V-2.1), mais sa mère n'est pas exposée aux poussières (voie réservée aux travailleurs) ni à l'ingestion de lait maternel.

Pour le cadmium, les doses d'exposition ont été estimées pour 5 tranches d'âge, mais pour les dioxines/furannes (cancérogènes), la dose a été ramenée sur la durée de vie.

2.3.2.1 Ingestion

Les algorithmes utilisés pour estimer l'exposition par ingestion sont présentés dans le tableau V-50.

Tableau V-50. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par ingestion

Type d'ingestion	Définition des variables
Ingestion de plantes contaminées $EXP_j = \sum C_j \times FC_j \times I_j \times 10^{-3}$	EXP_j = dose d'exposition par ingestion de plantes (mg/kg-j) C_j = concentration de contaminant dans le tissu de la plante j (mg/kg m.s. plante) FC_j = fraction des légumes j qui ont été cultivés en présence de biosolides I_j = consommation journalière de légume j (g m.s. plante/kg-jour)
Ingestion de sol et de MRF $EXP_s = \frac{I_s \times 10^{-3} \times C_j}{PC \times DE}$	EXP_s = dose d'exposition par ingestion de sol et de MRF (mg/kg-j) I_s = Taux d'ingestion de sol et/ou de MRF(g/j) C_s = concentration de contaminant dans le sol ou les MRF (mg/kg) PC = poids corporel (kg) DE = fraction de la durée de vie pendant laquelle l'exposition a lieu
Ingestion de produits animaux $EXP_k = \sum C_k \times FC_k \times I_k \times 10^{-3}$	EXP_k = dose d'exposition par ingestion de produits animaux (mg/kg-j) C_k = concentration de métal dans le tissu animal contaminé par les biosolides (mg/kg) FC_k = fraction de produits animaux k pouvant avoir été contaminés via les biosolides I_k = taux d'ingestion du produit animal k (g m.s. tissu/kg-j)
Ingestion de lait maternel $EXP_l = \frac{C_{mgl} \times f_3 \times f_4 \times I_l \times DE}{PC_e \times TM}$	EXP_l = dose d'exposition des enfants nourris au sein (mg/kg-j) f_3 = proportion de matières grasses dans le lait f_4 = proportion de contaminant qui est absorbé I_l = taux d'ingestion de lait (kg lait/j) DE = durée de l'exposition (an) PC_e = poids corporel de l'enfant (kg) TM = durée de vie moyenne (an)
Ingestion d'eau de surface $EXP_e = \frac{C_{esurf} \times I_{es} \times B_{es}}{PC}$	EXP_e = dose apportée par l'ingestion d'eau de surface (mg/kg-j) I_{es} = taux d'ingestion d'eau de surface (L/j) C_{es} = concentration dans l'eau de surface (mg/L) B_{es} = biodisponibilité de TCDD ou TCDF présents dans l'eau ingérée
Ingestion de poisson contaminé par l'eau de surface $EXP_{pois} = \frac{C_{pois} \times I_{pois} \times B_{pois}}{PC}$	EXP_{pois} = dose apportée par l'ingestion de poisson (mg/kg-j) I_{pois} = taux d'ingestion de poisson pêché localement (g/j) C_{pois} = concentration dans le poisson (mg/g) B_{pois} = biodisponibilité de TCDD ou TCDF présents dans le poisson

2.3.2.2 Inhalation

L'exposition par inhalation se compose de l'inhalation des poussières pendant le travail au champ et de l'inhalation de vapeurs durant la période estivale. Parmi la quantité totale de poussières inhalées, seule une partie des poussières est dite respirable, c'est-à-dire que les poussières peuvent atteindre le poumon. Les autres sont ingérées et l'absorption des contaminants qui y sont adsorbés dépend du taux d'absorption intestinal. La quantité de poussières dans l'air permise dans le milieu de travail au Québec correspondant aux poussières

totales (Gouvernement du Québec, 1996), nous avons estimé arbitrairement que la moitié des poussières étaient respirables, et que l'autre moitié serait ingérée.

Tableau V-51. Algorithmes utilisés pour estimer les doses d'exposition par inhalation

Voie d'exposition	Définition des variables
Inhalation de particules respirables (travailleurs) $EXP_{inh,p} = \frac{CMOY \times C_{pouss} \times 10^{-6} \times Inh_t \times HT \times PR}{PC}$	$EXP_{inh,p}$ = dose d'exposition par inhalation de particules respirables (mg/kg-j) $CMOY$ = concentration moyenne du contaminant dans le sol amendé (mg/kg) C_{pouss} = concentration de poussière totale (mg poussière de sol/m³ air) Inh_t = taux d'inhalation du travailleur (m³/hr) HT = nombre d'heures travaillées par jour (hr/j) PR = proportion de particules respirables
Ingestion de particules non respirables inhalées (travailleurs) $EXP_{igg,p} = \frac{CMOY \times C_{pouss} \times 10^{-6} \times Inh_t \times HT \times (1 - PR)}{PC}$	$EXP_{inh,p}$ = dose d'exposition par ingestion de particules non respirables inhalées (mg/kg-j)
Inhalation de vapeurs $EXP_{inh,v} = \frac{C_{air} \times Inh \times 10^{-3}}{PC}$	$EXP_{inh,v}$ = dose d'exposition par inhalation de composés volatilisés (mg/kg-j) $C_{air,j}$ = concentration de polluant dans l'air (µg/m³) Inh = taux d'inhalation (m³/j) 10^{-3} = conversion de µg à mg PC = poids corporel

2.3.2.3 Contact cutané

L'exposition via le contact cutané dépend de la concentration et de la biodisponibilité du contaminant dans la matrice, de la surface de peau exposée et de la durée de l'exposition :

$$EXP_{cut,g} = \frac{(C \times T_{contact} \times A \times Abs \times F \times DE)}{PC} \quad [Eqn. V-31]$$

où

EXP_{cut} = dose absorbée via contact dermique par groupe d'âge g et par saison (mg/kg-j)

C = concentration de TCDD dans le sol ou la poussière (ng/kg)

$T_{contact}$ = taux de contact de la peau avec le sol par groupe d'âge et par saison (mg/cm²)

A = surface de peau exposée (cm²)

Abs = taux d'absorption à travers la peau (hr⁻¹)

F = biodisponibilité de la TCDD adsorbée sur du sol (sans unité)

DE = durée de l'exposition journalière (hr)

PC = poids corporel

Et la dose d'exposition ramenée sur la durée de vie est estimée comme suit :

$$EXP_{cut,moy} = \sum DE_g \times EXP_{cut,g} \quad [Eqn. V-32]$$

où

$EXP_{cut,moy}$ = dose moyenne sur la durée de vie (mg/kg-j)

DE_g = fraction de la durée de vie qui correspond à la tranche d'âge g

2.4 Données utilisées

Les données présentées dans cette section ont été utilisées pour les trois évaluations de risques (deux approches pour évaluation des critères C2 et une approche pour le critère C1). Seuls les scénarios d'épandage et les niveaux de contamination diffèrent entre ces deux séries d'évaluations (voir tableaux V-44 à V-49).

2.4.1 Estimation de la contamination du sol, des aliments, de l'eau et de l'air

2.4.1.1 Contamination du sol

La réglementation provisoire stipule que les épandages de MRF doivent faire partie d'un plan de valorisation (PAEV), voire de fertilisation (PAEF), et par conséquent, les quantités de principe actif de fertilisant ne doivent pas dépasser les besoins des cultures (N et P) et doivent respecter les restrictions relatives à la pollution agricole (RRPOA pour le phosphore) (voir chapitre I). Par conséquent, même si les *Critères provisoires* (MENV, 1997) ne limitent pas la quantité de résidus C1 épandables, il serait assez peu probable que de tels résidus soient utilisés à des taux très supérieurs aux taux d'application agro-environnementaux recommandés, lesquels sont généralement inférieurs à 22 t m.s. de biosolides (de papetières ou municipaux) par hectare tous les cinq ans (section IV-1.3). Toutefois, certaines cultures font exception, comme la culture de pomme de terre, qui nécessite l'utilisation de presque deux fois plus de biosolides (de papetières) que les autres cultures (voir tableau IV-1).

2.4.1.1.1 Teneurs en contaminants dans les matières fertilisantes

Les concentrations de cadmium et dioxines/furannes dans les MRF et les taux d'application utilisés pour estimer l'exposition relative à chaque voie d'exposition ont déjà été présentés dans la section V-2.2.3, tableaux V-44 à V-49.

Les teneurs en cadmium et dioxines/furannes dans les engrais minéraux sont celles mesurées lors d'un échantillonnage d'engrais minéraux distribués au Québec réalisé spécialement pour cette étude. Les valeurs utilisées dans la présente évaluation de risque sont présentées dans le tableau V-52.

Tableau V-52. Résumé des teneurs en cadmium et dioxines/furannes mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec (année 2000)

Engrais minéraux	Cadmium (mg/kg m.s.)	Dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.)
Phosphate di-ammoniacal (DAP)	3,0	0,261 ± 0,001 ¹
Autres engrais	0,1	0,261 ± 0,001 ¹

Données plus complètes présentées aux tableaux II-20 et II-21 (section II-3.3.3.3)

¹ Tous les engrais ont une teneur en dioxines/furannes semblable lorsqu'exprimé en tenant compte de la limite de détection.

2.4.1.1.2 Taux d'application et profondeur d'incorporation

Le risque lié à l'application des critères provisoires C2 et C1 a été estimé en utilisant les taux d'application présentés dans les tableaux V-44 à V-47, et dans les tableaux V-48 et V-49, respectivement.

La profondeur d'incorporation varie suivant la période de l'épandage. Au printemps, les MRF seraient enfouies sur une dizaine de centimètres, alors qu'en automne, la profondeur d'incorporation serait de 17 cm. La majorité des épandages se faisant en automne, nous avons retenu une valeur moyenne de 15 cm.

2.4.1.1.3 Estimation des pertes de contaminants du sol

2.4.1.1.3.1 Lessivage

L'estimation des pertes par lessivage nécessite la connaissance de la recharge annuelle d'eau souterraine. La valeur de ce paramètre dépend de nombreux facteurs incluant les précipitations, le couvert du sol et la nature du sous-sol, les sous-sol graveleux permettant la percolation de plus d'eau que les sous-sols argileux. En 1997, une importante étude menée par le Centre géoscientifique du Québec a permis l'estimation d'une valeur moyenne, qui tient compte de nombreuses situations possibles (sous-sols argileux vs graveleux, couvert agricole, forestier et urbain, etc...). La valeur moyenne retenue pour la recharge annuelle d'eau souterraine lors de cette étude est de 250 mm (Yves Michaud, Centre géoscientifique du Québec, communication personnelle), ce qui correspond à environ 25% des précipitations annuelles. Généralement, les ingénieurs hydrologues préconisent qu'une valeur de l'ordre de 30% est une bonne valeur moyenne pour la région de Québec. La valeur de 250 mm nous paraissant très représentative du Québec, nous l'avons retenue pour cette évaluation de risque.

2.4.1.1.3.2 Volatilisation

Les valeurs des paramètres utilisés pour estimer la volatilisation de TCDD à partir du sol à l'aide de EMSOFT sont présentées dans le tableau V-53.

Tableau V-53. Valeurs utilisées dans le modèle EMSOFT pour estimer le flux de TCDD volatilisé à partir de sol ayant reçu des MRF¹

Paramètre	Valeur	Unités	Référence/commentaire
Paramètre spécifique de la 2,3,7,8-TCDD			
K _{co}	4,8134 × 10 ⁵	ml/g	Dragun 1988 ²
Constante de Henry à 25C ³	2,01 × 10 ⁻³	Sans unité	Howard et Meylan, 1997
Coefficient de diffusivité dans l'air (D _{ca})	4060	cm ² /j	U.S.EPA, 1999a
Coefficient de diffusivité dans l'eau	0,6912	cm ² /j	U.S.EPA, 1999a
½ vie dans le sol	20 ⁴	Années	Micromedex, 2000
Paramètres spécifiques du sol			
F _{co}	0,017	Sans unité	MENV ⁵
Porosité totale	0,56	Sans unité	MENV ⁶
Porosité aqueuse	0,25	Sans unité	MENV ⁶
Densité du sol	1,15	g/cm ³	MENV
Taux d'évaporation (-) ou d'infiltration (+)	0	cm/j	Valeur par défaut conservatrice
Couche de surface	0,5	Cm	Valeur par défaut ⁷
Épaisseur de la couche de couverture	0	Cm	Sol agricole non recouvert
Épaisseur de la couche contaminée	15	Cm	Profondeur d'incorporation

¹ Calculs estimés en utilisant la 2,3,7,8-TCDD (caractéristiques physicochimiques) comme substitut aux différents congénères de PCDD/F. Cette approximation est conservatrice car la 2,3,7,8-TCDD fait partie des congénères les plus volatils des dioxines/furannes (K_{co} est plus faible que pour les autres congénères et H est plus élevé).

² Selon Micromedex, 2000

³ La valeur de la constante de Henry varie avec la température. Voir texte ci-dessous.

⁴ La demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD est de 12 ans dans le sol, mais comme la demi-vie des autres composés n'est pas connue, nous utilisons une demi-vie plus conservatrice de 20 ans.

⁵ Estimé comme : fraction de matière organique / 1,724, avec fraction de matière organique = 3% (Marc Hébert, MENV, communication personnelle).

⁶ Correspond à un loam limoneux (Marc Hébert, MENV, communication personnelle)

⁷ Pour les BPC, cette valeur varierait entre 0,16 et 2,22 cm. On peut supposer que l'intervalle serait du même ordre de grandeur pour les dioxines, vu que leurs caractéristiques physicochimiques sont assez semblables.

Le modèle EMSOFT permet de prendre en compte la température en utilisant la constante de Henry à la température voulue. La relation qui définit la variation de la constante de Henry en fonction de la température est la suivante (dérivé de Henrywin[®], SRC, disponible sur internet) :

$$H' = 0,0002 \times e^{0.0985T}$$

où

H' = constante de Henry exprimée (sans unité)

T' = température en degré Celsius

Selon cette relation, nous avons pu déterminer les constantes de Henry pour les températures moyennes mensuelles observées au Québec du mois de mai au mois d'octobre (on considère que durant l'hiver, le sol est recouvert de neige, ou que le froid est suffisamment fort pour que la volatilisation de TCDD soit négligeable). Les températures moyennes mensuelles sont celles relevées à la station de Dorval. Du mois de novembre au mois d'avril inclus, nous avons considéré que la volatilisation est nulle, car la température est trop basse (température moyenne comprise entre -4,9 (mars, Mont-Joli) et 1,4 degrés (novembre, St-Hubert), et durant ces six

mois, le sol est recouvert de neige pendant 57 (St-Hubert) à 72 jours (Mont-Joli)⁴⁴. La température moyenne entre mai et octobre est de 15°C.

2.4.1.1.3.3 Érosion hydrique

La quantité de sol agricole perdu par érosion hydrique a été estimée à partir de l'équation universelle de perte de sol, en considérant une pente moyenne de 1,5%, un champ de 200 m de longueur et un indice d'érosivité moyen (sud-ouest du Québec) de 1375 MJ-mm/ha-hr⁴⁵. Les estimations fournies dans le tableau V-54 ont été réalisées par Monsieur Claude Bernard (IRDA, communication personnelle).

Tableau V-54. Quantités estimées de sol déplacé par érosion hydrique au Québec

Culture	Type de sol	Quantité déplacée par érosion hydrique (t/ha-an)	
		Culture traditionnelle ¹	Conservation des résidus sur champ
Maïs	Loam	8 – 10	5 - 6
Céréales	Loam	2,5	< 2
Prairie	-	0,1	-
Pomme de terre	Loam sableux	4	-

¹ Sans laisser les résidus sur place après la récolte

Il apparaît que le fait garder des résidus sur les champs diminue les pertes de sol par ruissellement. Selon Marc Hébert, agronome au MENV, l'apport de matière organique dans les sols diminuerait également l'érosion des sols. De plus, selon Claude Bernard, la quantité de sol déplacée n'est pas égale à la quantité de sol qui quitte le champ, car il faut tenir compte de la redéposition. La redéposition pourrait être atteindre 50% lorsque la pente et les précipitations ne sont pas trop fortes.

Afin de retenir des données suffisamment conservatrices⁴⁶, nous avons choisi :

- de retenir les données moyennes de quantité de sol déplacé, soit une valeur moyenne de 3,9 t/ha-an,
- d'appliquer un facteur de redéposition de 25% aux pertes de sol

Sur cette base, les quantités de sol cultivé perdues par érosion ($QSPE_{agr}$) seraient de $3,9 \text{ t/ha-an} \times 0,75 = 2,93 \text{ t/ha-an}$, ce qui correspond à $[2,93 \text{ t/ha-an} / (1,15 \text{ t/m}^3 \times 10000 \text{ m}^2)] = 0,25 \text{ mm}$ de sol perdu par an. Cette valeur est 2,4 fois inférieure à celle utilisée par l'U.S.EPA (0,6 mm, U.S.EPA, 1992b). Pour les sols non agricoles, la valeur de 0,075 t/ha-an sera retenue (valeur de prairie $(0,1) \times 0,75$).

⁴⁴ Températures moyennes les plus basses observées entre les villes suivantes : Québec, Sherbrooke, Mont-Joli, St-Hubert (Site internet d'Environnement Canada)

⁴⁵ Cet indice tient compte à la fois de la quantité et de l'intensité des précipitations.

⁴⁶ En effet, l'utilisation à long terme de MRF est sensée réduire l'érosion en améliorant la qualité du sol. La valeur retenue est donc conservatrice.

2.4.1.1.3.4 Dégradation

Les métaux ne subissent pas de dégradation, mais les composés organiques sont susceptibles d'être dégradés par des processus abiotiques ou biotiques. La demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD par photooxydation varierait entre 22 heures et 9,3 jours, mais étant donné son taux d'adsorption élevé et sa persistance dans l'environnement, la photolyse de la 2,3,7,8-TCDD dans les conditions environnementales ne semble pas significative (Howard et coll. 1991 cité par Micromedex (2000)). Dans l'eau, ce composé est résistant à la biodégradation mais peut quitter ce milieu par photolyse ou volatilisation. La photolyse dans l'eau serait toutefois peu significative à cause du fort taux d'adsorption de la dioxine sur les sédiments. La demi-vie de la 2,3,7,8-TCDD serait de 1,5 années dans les lacs, 1,15-1,62 années dans l'eau de surface, et 2,29-3,23 années dans l'eau souterraine (Howard et coll. 1991 cité par Micromedex (2000)). La 2,3,7,8-TCDD ne serait pas significativement biodégradée dans les conditions environnementales (HSDB 1999 cité par Micromedex (2000)) et sa demi-vie dans les sols de surface varierait entre 1 et 3 ans, mais serait de 12 ans dans les sols intérieurs.

La persistance des autres congénères de dioxines/furannes n'étant pas connue, la dégradation des dioxines/furannes étant due essentiellement à la biodégradation (80%), les sols québécois étant gelés six mois par an et recouverts de neige pendant plusieurs mois (ce qui empêche volatilisation et photolyse), nous avons préféré être plus conservateurs en prenant une demi-vie de 20 ans, ce qui correspond à une constante de dégradation⁴⁷ de $0,034 \text{ an}^{-1}$.

2.4.1.2 Contamination des denrées alimentaires

2.4.1.2.1 Plantes

2.4.1.2.1.1 Pentas d'absorption du cadmium

Les pentas d'absorption du cadmium par les plantes de consommation humaine et le fourrage ont été déterminées à partir de données recueillies dans la littérature. Les données utilisées pour estimer ces pentas d'absorption sont présentées en annexe V-B. Les données obtenues à pH compris entre 5,5 et 7,5 ont été retenues, sauf pour la pomme de terre (pH compris entre 4,5 et 6,5). Ces gammes de pH ont été sélectionnées car elles représentent la gamme de pH prévue selon les scénarios de fertilisation $\pm$ une unité (0,5 unité pour la pomme de terre). Cette variabilité nous semble raisonnable en vertu de i) l'aspect prospectif des scénarios, ii) la variabilité des mesures effectuées sur les échantillons de sol (pH indiqué pour chaque donnée de pentas) et la variabilité due à l'hétérogénéité des sols. Les études que nous avons sélectionnées consistaient en la mesure de la concentration de cadmium dans les plantes cultivées sur des sols amendés par des biosolides municipaux solides ou liquides, ayant subi divers traitements. À notre connaissance, aucune étude n'a été réalisée avec des résidus de papeteries.

Les pentas d'absorption de cadmium ont été calculées pour chaque apport de métal selon l'équation V-20, et les valeurs les plus élevées correspondant à chaque expérimentation ont été

⁴⁷ $K_{\text{deg}} = \ln 2 / t_{1/2}$

sélectionnées pour estimer la moyenne géométrique des pentes. Pour plusieurs données expérimentales, une relation non linéaire a été observée. Comme on peut le voir sur la figure V-6, les points obtenus aux concentrations les plus faibles conduisent aux plus fortes pentes. Le choix de la pente la plus élevée est conservateur et est justifié par le fait qu'il correspond à la réalité (car il correspond à l'absorption par les plantes lorsque la charge en cadmium est relativement faible (conditions selon le cadre de la réglementation québécoise)).

Il faut aussi considérer que, à concentration égale, les pentes d'absorption du cadmium apporté par des biosolides sont plus faibles que lorsque le cadmium provient de source non organique (engrais minéral, solution de cadmium). Les pentes retenues ont été obtenues le plus souvent à partir d'études expérimentales n'utilisant pas d'engrais minéraux. Or, ceux-ci sont connus pour augmenter l'absorption du cadmium par les plantes, à cause de l'acidification qu'ils entraînent autour des racines. Par conséquent les engrais minéraux étant utilisés conjointement avec les biosolides au Québec, on peut supposer que les pentes que nous avons utilisées ne surestiment pas l'absorption du cadmium, car elles ne tiennent pas compte de l'effet amplificateur des engrais minéraux sur l'absorption.

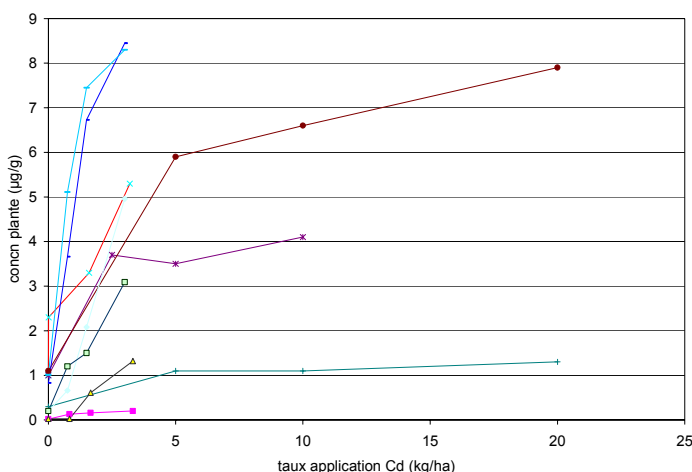


Figure V-6. Quelques résultats expérimentaux concernant l'absorption du cadmium par les plantes (ici, fourrage). Chaque série de points reliés par une ligne correspond à une même expérience.

Les valeurs retenues pour les pentes d'absorption du cadmium sont présentées dans le tableau V-55.

Tableau V-55. Pentes d'absorption par les plantes du cadmium apporté dans le sol par des biosolides¹

Catégories de plantes	n	Pente d'absorption en (mg/kg)/(kg/ha) ²	pH
légumes à feuilles	50	0,194	5,0 – 7,5
légumes fruits	15	0,089	5,0 – 7,5
pomme de terre	4	0,006	4,5 – 6,5
Racines	20	0,059	5,0 – 7,5
Légumineuses	10	0,003	5,0 – 7,5
maïs sucré	12	0,061	5,0 – 7,5
grains/céréales	9	0,031	5,0 – 7,5
Fourrage	26	0,098	5,0 – 7,5

¹ Les données ont toutes été obtenues à partir de biosolides municipaux solides, liquides, traités à la chaleur, séchés (« bed-dried ») ou compostés.

² Moyenne géométrique des pentes obtenues à pH compris entre 5,0 et 7,5 (sauf pomme de terre : $4,5 \leq \text{pH} \leq 6,5$) (données recensées par l'U.S.EPA 1992)

Les concentrations de cadmium dans le sol utilisées pour estimer la contamination des plantes sont les concentrations moyennes sur les 25 premières et les 75 dernières années d'épandage, correspondant au cadmium restant dans le sol (considération des pertes).

2.4.1.2.1.2 Transfert air-plante des dioxines/furannes

Le facteur de biotransfert air-plante ($B_{v_{ag}}$) de la 2,3,7,8-TCDD ($6,4 \times 10^4$) mesuré expérimentalement (Lorber 1995 cité par U.S.EPA, 1999a) et utilisé par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1999a) a été choisi pour notre évaluation de risques.

Étant donné le caractère lipophile des dioxines/furannes, il est peu probable que ces composés s'infiltreront profondément dans les fruits ou les légumes. Aussi, les fruits et légumes consommés par l'humain subissent diverses transformations susceptibles de conduire à la perte d'une bonne partie des contaminants présents en surface (épluchage, lavage). Par conséquent, pour les denrées consommées par l'humain, le facteur empirique VG_{ag} a été fixé à 0,1. Cette valeur, dix fois supérieure à celle recommandée par l'U.S.EPA (1998, cité par Abt Associates Inc, 1999 et par U.S.EPA, 1999a) pour les composés ayant un $\log K_{ow} > 4$, a été choisie afin de tenir compte de la proportion non négligeable de légumes non épluchés qui peuvent être consommés au Québec (pomme de terre, carottes, choux, etc...). Pour les plantes consommées par les animaux, la valeur de VG_{ag} est égale à 1. La densité de l'air est égale à 1,2 g/L (1 atm, 25°C).

La concentration de dioxines/furannes dans l'air a été estimée à partir du flux de dioxines/furannes volatilisés estimé à l'aide du modèle EMSOFT (à partir de la 2,3,7,8-TCDD, voir les valeurs dans la section résultats V-2.5.1.3.1.5).

2.4.1.2.2 Tissus animaux

La contamination des tissus animaux dépend du taux d'ingestion et de la concentration de contaminant dans chaque catégorie de produits consommés par les animaux. Les taux d'ingestion d'aliments utilisés pour les volailles, les bovins et les porcs sont indiqués dans le tableau V-56.

Tableau V-56. Taux d'ingestion d'aliments et de sol par les animaux

Groupe d'aliments	Taux d'ingestion (kg m.s./jour)			
	Poulet ¹	Porc ¹	Boeuf ²	Vache laitière ²
Fourrage et ensilage	0	0	11,3	17,3
Grains	0,05 ³	4,5	0,47	3,0
Sol	0,001 ³	0,04 ³	0,5	0,5

¹ Estimé à partir de Hattemer-Frey et Travis, 1991 et Abt Associates Inc., 1992.

² Selon U.S.EPA, 1999a.

³ Selon Belcher et Travis, 1991.

Les facteurs de biotransfert (FBT) utilisés pour estimer la contamination des tissus des animaux terrestres et les facteurs de bioaccumulation (FBA) et de bioconcentration (FBC) utilisés pour estimer la contamination du poisson sont présentés dans le tableau V-57.

Tableau V-57. Facteurs de biotransfert, de bioconcentration et de bioaccumulation du cadmium et/ou de la 2,3,7,8-TCDD

Tissu animal / facteur	Cadmium	2,3,7,8-TCDD
Facteur de biotransfert (j/kg m.s.)¹		
Bœuf	0,003	0,31
Lait	0,0055	0,03
Porc	0,028	0,56
Poulet	12,5	118
Œufs	0,65	90
Facteur de bioaccumulation		
Poisson	-	60 000 ²
Facteur de bioconcentration		
Poisson	187	-

¹ Selon Belcher et Travis, 1991

² Selon Cook et Beyea, 1998

2.4.1.2.3 Lait maternel

Les valeurs des paramètres utilisés pour estimer la concentration de dioxines/furannes dans le lait de la mère sont présentées dans le tableau V-58. Ces valeurs ont été utilisées pour l'évaluation du risque lié aux dioxines/furannes et BPC par l'U.S.EPA (Abt Associates Inc, 1999).

Tableau V-58. Valeurs des paramètres pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel

Paramètre	Valeurs	Unités
Proportion de contaminant stocké dans les graisses (f_1)	0,9	Sans unité
Constante d'élimination chez l'adulte	$2,7 \times 10^{-4}$	Jours ⁻¹
Fraction du poids de la mère correspondant à des graisses (f_2)	0,3	Sans unité
Proportion de matières grasses dans le lait (f_3)	0,04	Sans unité

Source : Abt Associates Inc, 1999

2.4.1.3 Contamination de l'eau

2.4.1.3.1 Eau de surface

La contamination de la surface a été estimée à partir de l'apport de sol érodé dans les cours d'eau. La remise en suspension de particules et la volatilisation et redéposition de dioxines/furannes provenant des sols traités par les MRF n'ont pas été prises en compte.

La teneur en particules dans l'eau de surface est due à la fois à la remise en suspension des sédiments et à l'apport de matières solides par le ruissellement. L'érosion hydrique a principalement lieu sur les sols qui ne sont pas couverts, c'est-à-dire les sols agricoles. Le sol de forêt est généralement peu sujet au ruissellement, sauf peut-être lors de coupes à blanc. Une des difficultés de l'estimation de la contribution des sols agricoles traités par les MRF à la quantité de matières en suspension dans une rivière vient du fait qu'il faut estimer plusieurs paramètres qui sont variables en fonction des régions, telles que la proportion de superficie agricole et la proportion de superficie agricole recevant des MRF. Dans le contexte d'une évaluation de risque prospective qui doit couvrir un grand nombre de situations, il est important de considérer une région particulièrement susceptible de recevoir beaucoup de MRF.

Selon les résultats fournis par le MENV à partir de la compilation des données de valorisation des MRF de 1999, il apparaît que (i) la région de Québec est celle qui reçoit la plus grosse proportion de MRF par rapport à la province (21%), (ii) les pourcentages de superficies agricoles recevant des MRF sont les plus élevés dans les régions du Saguenay-Lac St Jean (4,1%), de l'Estrie (3,8%) et de la Mauricie (3,9%) (Charbonneau et coll., 2000). Le taux de MES annuel moyen à l'embouchure des rivières St-Charles et St-François ont été estimées, respectivement, à 18 et 13 mg/L, soit une valeur moyenne de 16 mg/L, à partir de résultats fournis par le MENV (Marc Simoneau et Sylvain Primeau, MENV, communications personnelles). Cette valeur, qui correspond à la valeur utilisée par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992a; Abt Associates Inc, 1999), est conservatrice car elle représente le taux de matière en suspension moyen à l'embouchure des rivières et tient donc compte de tout les apports de matières en suspension du bassin versant⁴⁸.

La dilution (FD) du sol érodé provenant de sols traités par des MRF avec du sol érodé provenant de sols non traités est estimée à partir de la superficie du bassin versant qui est cultivée, de la

⁴⁸ Il apparaît que lorsque les échantillonnages sont effectués en aval d'une ville ou d'une zone agricole, le taux de MES augmente considérablement. Par exemple, le taux annuel moyen de MES dans la rivière St-Charles passe de 2,0 mg/L (Lac St-Charles) à 18 mg/L (Dorchester, à l'embouchure de la rivière).

superficie qui reçoit des MRF et du taux d'érosion (voir section 2.3.1.4.1, Eqn. V-26). Pour définir le bassin versant utilisé dans l'analyse de risque, nous avons estimé que 50% de la superficie était utilisée à des fins agricoles (F_{agr}) et que 4% de cette superficie recevait des MRF (F_{mrf} , valeur correspondant au double de la valeur moyenne observée en 1999 dans l'ensemble du Québec, et correspondant aussi à la valeur actuelle dans les trois régions utilisant le plus les MRF (Saguenay-Lac St-Jean, Estrie et Mauricie)). La valeur de 50% est basée sur des informations fournies par le MENV, Direction des systèmes aquatiques (voir la carte en annexe V-C). Les pertes de sol dues à l'érosion sont estimées à 2,93 t/ha-an pour les sols agricoles ($QSPE_{agr}$) et 0,075 t/ha-an pour les sols non agricoles ($QSPE_{nagr}$). Bien que l'utilisation de MRF soit supposée diminuer l'érosion, nous avons préféré rester conservateurs et nous avons utilisé le même taux pour les sols avec et sans MRF. L'ensemble de ces données est résumé dans le tableau V-59.

Tableau V-59. Données utilisées pour estimer la contamination de l'eau de surface

Paramètre	Valeur	Référence
$QSPE_{agr}$ (t/ha-an)	2,93	Cette section
$QSPE_{nagr}$ (t/ha-an)	0,075	Cette section
F_{agr}	0,5	Cette section
F_{mrf}	0,04	Cette section
MES (mg/L)	16	Cette section
Kd cadmium	6,4	Baes et coll., 1984
Kd dioxines/furannes	8180	¹

¹ Kd est estimé comme suit : $Kd = K_{co} \times F_{co}$, avec $K_{co} = 4,81 \times 10^5$ (Dragun 1988) et $F_{co} = 0,017$ (Marc Hébert, MENV, communication personnelle)

Les concentrations moyennes sur les 25 premières et les 75 dernières années ont été estimées en tenant compte des pertes par volatilisation, dégradation et lessivage, le cas échéant.

2.4.1.3.2 Eau souterraine

La contamination de l'eau souterraine nécessite la connaissance de la recharge annuelle d'eau souterraine (250 mm/an) et la proportion de sols agricoles recevant des MRF. Cette proportion est la même que celle utilisée pour estimer la contamination de l'eau de surface ($F_{agr} \times F_{mrf}$, tableau V-57).

Les scénarios de fertilisation retenus pour estimer la contamination de l'eau (de surface et souterraine) sont indiqués dans la section V-2 (tableaux V-44 à V-49).

2.4.1.4 Contamination de l'air

Dioxines/furannes dans l'air

Le taux d'émission de dioxines/furannes à partir du sol a été estimé à l'aide du modèle EMSOFT, pour la période mai-octobre. Le taux d'émission a ensuite été utilisé, en combinaison

avec les données obtenues par le modèle de dispersion atmosphérique ISCLT3 (annexe V-A), pour estimer la concentration dans l'air.

La modélisation ISCLT3 nécessite la description du champ à partir duquel les vapeurs sont émises. Toute la difficulté réside alors dans l'estimation de la superficie et de la configuration d'un champ qui soit représentatif à l'échelle du Québec. La seule solution permettant de déterminer de telles données est d'utiliser les données globales relatives aux terres cultivées au Québec. Une approche semblable a été utilisée pour estimer de nombreux paramètres génériques dans les évaluations de risque de l'U.S.EPA qui ont été décrites dans la section V-1.

La superficie du champ utilisé dans le modèle ISCLT3 a été estimée à partir des données du MAPAQ (MAPAQ, 2000c). Selon cette source, 3 200 000 ha de terres étaient cultivés en 1997 au Québec, ce qui correspond à 30 486 exploitations. Selon Monsieur Pierre Beaudet (MAPAQ, communication personnelle), la superficie d'une exploitation est généralement divisée en une vingtaine de parcelles, quelle que soit la superficie de l'exploitation. Par conséquent, la taille moyenne d'une exploitation serait de 100 ha divisée en 20 parcelles de 5 hectares.

L'ensemble des données utilisées dans le modèle ISCLT3 est présenté en annexe V-A dans le rapport fourni par Richard Leduc du MENV, expert en modélisation atmosphérique, qui a gracieusement réalisé cette modélisation.

Remise en suspension de particules de sol

La remise en suspension de particules de sol n'a pas été estimée par un modèle, et nous avons plutôt utilisé la valeur limite permise en milieu de travail au Québec.

2.4.2 Estimation de l'exposition humaine

La sélection des données utilisées pour estimer l'exposition est détaillée dans l'annexe V-D. Seules les valeurs sélectionnées accompagnées d'un bref résumé sont mentionnées ici.

2.4.2.1 Poids corporel

Les doses d'exposition au cadmium ont été estimées en fonction de la tranche d'âge de l'IFE, et les doses de dioxines/furannes en fonction de la durée de vie (mère de l'IFE et IFE). Les valeurs de poids corporel utilisées dans les calculs sont présentées dans le tableau V-60.

Tableau V-60. Valeurs de poids corporel utilisées dans l'évaluation de risques

Tranche d'âge	Poids corporel (kg)
0 – 6 mois	8,2
0 – 1 an ¹	9,6
6 mois – 4 ans	16,5
5 – 11 ans	32,9
12 – 15 ans ²	52,5
12 – 19 ans ³	59,7
16 – 59 ans ²	70
20 – 60 ans ³	70,7
60 – 75 ans	70,7

¹ Tranche d'âge utilisée pour l'ingestion de lait maternel

² Tranche d'âge utilisée pour estimation de l'ingestion de sol et inhalation de poussières (adapté de MSSS, 1999)

³ Tranche d'âge utilisée pour les voies d'exposition autres que celles spécifiées dans la note #1 (MSSS, 1999)

2.4.2.2 Ingestion de sol/MRF

Pour la présente évaluation de risque, les valeurs des taux d'ingestion de sol et de poussières proposées par le MSSS (1999) seront utilisées, mais le taux d'ingestion de sol par les personnes âgées de 16 à 59 ans a été remplacé par la valeur de 100 mg/j qui représente les personnes travaillant à l'extérieur en milieu agricole (U.S.EPA, 1997b).

Tableau V-61. Taux d'ingestion de sol et de poussière

Population visée	Quantité de sol et de poussières intérieures ingérée (mg/jour)
< 6 mois	20
6 mois – 4 ans	150
5 – 11 ans	35
12 – 15 ans	20
16 – 59 ans	100 ¹
60 – 75 ans	20

Source : MSSS, 1999

¹ Valeur suggérée par U.S.EPA (1997b) pour les personnes travaillant en milieu agricole

Pour estimer l'exposition, trois niveaux de contamination du sol et des poussières seront considérés :

- en période estivale (mai-octobre), 100%⁴⁹ des sols et poussières ingérés seront considérés comme du sol ayant reçu des MRF (incorporation sur 15 cm). Les scénarios utilisés sont précisés dans les tableaux V-44 à V-49.
- durant cette même période, nous considérons qu'il existe un risque d'ingestion de MRF non diluée pendant une période arbitrairement définie de deux semaines (durée pendant

⁴⁹ Bien que les jardins potagers ne soient pas sensés être fertilisés par des biosolides de papetières (en vertu des critères provisoires, et parce qu'il n'existe pas encore de certification BNQ pour ces biosolides), il n'est pas impossible que des biosolides municipaux granulés certifiés par le BNQ soient utilisés. Leur teneur maximale en cadmium est la même que le critère C2 pour sols agricoles (10 mg/kg), et la teneur en dioxines/furannes est la même que le critère C2 pour culture destinée à l'alimentation humaine.

laquelle se font les épandages et pendant laquelle des enfants peuvent être en contact direct avec les MRF restés en surface)⁵⁰. Cette durée arbitraire avait déjà été sélectionnée pour l'évaluation américaine des risques à la santé liée à l'utilisation de fertilisants (U.S.EPA, 1999a). La concentration de cadmium dans les MRF est estimée à 10 mg/kg (validation du critère C2) ou à 3 mg/kg (validation du critère C1), bien que les amendements calciques puissent atteindre 24 mg/kg en vertu de la norme sur les amendements calciques ou magnésiens (Bureau de normalisation du Québec, 2000). Cependant, la fréquence d'utilisation de ces amendements étant plus rare que celle des biosolides, nous avons considéré que le risque d'ingestion des ACM était négligeable comparé au risque d'ingestion de biosolides. Pour ce qui concerne les dioxines/furannes, la concentration sous-critère C2 de 50 ng EQT/kg m.s. a été utilisée.

- durant la période hivernale (novembre-avril), les IFE seront exposés à la moitié de la concentration brute de fond observée dans les sols agricoles (soit 0,55 mg Cd/kg m.s. et 0,75 ng EQT PCDD/F/kg m.s.), ce qui représentera l'apport via les poussières intérieures.

Le choix de ces conditions a été établi sur la base de plusieurs considérations, à savoir (i) l'ingestion de sol et de poussières est la voie d'exposition la plus directe et la plus à risque, (ii) nous ne pouvons écarter la possibilité que les travailleurs ingèrent directement des MRF, surtout lorsqu'ils doivent régler ou réparer la machinerie lors des épandages, et que les enfants peuvent jouer sur des amas ou sur des sols traités mais n'ayant pas subi d'incorporation, et (iii) durant la période hivernale, il est très peu probable que des sols traités soient amenés dans la maison ou qu'ils soient accessibles par un contact direct. Pour fin de comparaison, les analyses de risque menées par l'U.S.EPA avaient considéré une exposition journalière fixe par ingestion de 100% de biosolides (U.S.EPA, 1992ba), par ingestion de 100% de sol traité (Abt Associates Inc, 1999), ou une ingestion journalière de fertilisant sur une durée de deux semaines par an (U.S.EPA, 1999a).

2.4.2.3 Ingestion d'aliments

2.4.2.3.1 Taux d'ingestion d'aliments

Les données canadiennes de Richardson⁵¹, réexprimées en g m.s./kg-j ont été comparées avec d'autres données disponibles (annexe V-D) et ont été sélectionnées pour cette évaluation de risque (tableau V-62).

⁵⁰ Le contact direct des enfants avec les biosolides peut se produire lors de jeux sur les amas, de contact avec la machinerie utilisée pour les épandages, ou lors de la présence des enfants sur les parcelles venant de recevoir des MRF.

⁵¹ Ces données avaient été sélectionnées par MSSS, 1999.

Tableau V-62. Taux d'ingestion d'aliments retenus pour l'évaluation du risque québécoise

Tranches d'âge	Taux d'ingestion des aliments (g m.s./kg-j)				
	Légumes	Lait, produits laitiers	Viande et œufs ¹	Céréales	Poisson
0 à 6 mois	2,27	19,22	1,70	4,32	0,00
7 mois à 4 ans	1,25	8,62	1,40	9,18	0,99
5 à 11 ans	0,95	4,46	1,03	7,20	0,78
12 à 19 ans	0,70	2,35	0,76	4,23	0,49
20 à 75 ans	0,55	0,96	0,62	2,79	0,46

Adapté de Richardson, 1997 (consulter annexe V-D pour plus de détails)

¹ Les proportions de chaque groupe de produits sont les suivantes : bœuf 37%, poulet 35%, porc 17%, œufs 11% (Belcher et Travis, 1991; Santé Québec, 1995)

Bien que ces données représentent la consommation moyenne par individu, nous les avons sélectionnées pour l'évaluation de risque, car nous pensons qu'il serait assez irréaliste de décrire la consommation alimentaire d'un individu fortement exposé en utilisant le 95^{ème} centile des taux de consommation de tous les aliments.

2.4.2.3.2 Proportion d'aliments contaminés qui sont consommés par les fermiers

Les valeurs retenues pour estimer la proportion d'aliments contaminés par les MRF correspondent aux données publiées quant à la consommation de produits « maison », c'est-à-dire produits par le fermier ou le jardinier amateur lui-même ou acheté à un producteur local qui a utilisé des biosolides pour sa production. Les données retenues proviennent soit de l'Exposure Factor Handbook (EFH, U.S.EPA, 1997b), soit du MEF (MEF, 1996b). Nous avons retenu les données de EFH pour les fermiers en ce qui concerne les fruits, les légumes, le poisson et les produits laitiers⁵², et nous avons retenu le critère arbitraire du MEF pour la viande. Cette sélection tient compte du fait que la viande et les légumes peuvent être congelés pour être consommés en hiver et qu'il est donc tout à fait envisageable que la consommation de légumes et de viande d'une famille soit constituée, tout au long de l'année, de 50% et 30% de viande et de légumes maison, respectivement. Par contre, la consommation de poisson pêché localement est restreinte à la période estivale. Ces choix sont discutés en annexe V-D.

⁵² Nous avons aussi contacté l'Union des producteurs de lait du Québec pour savoir si les producteurs de lait consommaient leur propre lait à la ferme. Bien que la réponse ne soit pas basée sur une enquête formelle, il apparaît que la grande majorité des producteurs (environ 49 producteurs sur 50) consomme le lait produit à la ferme et ne se fournit pas à l'épicerie.

Tableau V-63. Fraction des aliments d'origine « maison » et potentiellement contaminés par les MRF

Groupe d'aliments	Fraction d'aliments contaminés ¹
Légumes totaux	0,308
Légumes racines	0,173
Produits laitiers	0,254
Viandes et œufs	0,5
Céréales	0,173
Poisson	0,325 ^{2, 3}
Alimentation animale (fourrage, grains)	1,0

¹ Consommation annuelle.

² Valeur estivale. Cette valeur est divisée par deux en hiver, ce qui donne une moyenne annuelle de 0,244. La valeur estivale est utilisée pour estimer l'exposition au cadmium (dose journalière), et la valeur annuelle pour estimer la dose de dioxines/furannes (moyenne ramenée sur la durée de vie).

2.4.2.4 Ingestion d'eau potable

Dans le cadre de l'évaluation du risque pour des fermiers, c'est-à-dire des personnes ayant une activité physique plus élevée que la moyenne, nous avons retenu des taux d'ingestion d'eau supérieurs à la moyenne (90^{ème} centile) pour tenir compte de l'augmentation de la consommation d'eau due à l'activité physique (entre 12 et 60 ans) (voir annexe V-D). Le taux de consommation moyen pendant la durée de vie est de 1,892 L/j (tableau V-64).

Tableau V-64. Taux de consommation d'eau retenus pour cette évaluation de risque

Tranche d'âge (an)	Quantité consommée par personne (L/j)
0 à 6 mois	0,596
≥7 mois à 4 ans	0,728
>4 à 11 ans	0,985
>11 à 19 ans	2,00
>19 à 59 ans	2,36
>59 à 75 ans	1,584
Taux de consommation d'eau sur la durée de vie (L/j sur 75 ans)	1,892

Source : adapté de MSSS, 1999

2.4.2.5 Ingestion de lait maternel

Les paramètres utilisés dans cette évaluation de risque (tableau V-65) pour estimer l'exposition des nourrissons par le lait maternel sont les valeurs récemment utilisées par l'U.S.EPA (Abt Associates Inc, 1999). Les sources québécoises concernant l'allaitement maternel indiquent qu'environ 18% des nourrissons sont allaités pendant au mois 6 mois (Lepage et Moisan, 1998 ; Institut de la Statistique du Québec, 2000). Selon les seules données disponibles pour une durée d'un an et plus, 5,3% des nourrissons serait allaités pendant plus d'un an, et 1,7% durant plus de 18 mois (Suzanne Dionne, CLSC de la Haute Yamaska, communication personnelle). Ces

dernières données sont récentes (juin 1999 à mars 2000), proviennent d'une zone rurale (Granby), et ont été établies à partir de 490 femmes ayant un nourrisson. La durée d'allaitement que nous avons retenue est de 1 an.

Tableau V-65. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel

Paramètre	Valeurs	Unités	Références
Proportion de contaminant ingéré qui est absorbé (f_4)	0,9	Sans unité	Abt Associates Inc, 1999
Proportion de matières grasses dans le lait (f_3)	0,04	Sans unité	(U.S.EPA, 1997b)
Taux d'ingestion de lait ¹	0,688	kg/j	(U.S.EPA, 1997b)
Durée de l'exposition	1	années	-
Poids moyen de l'enfant (0-1 an)	9,56	kg	Statistique Canada, 1997

¹ Valeur moyenne de la consommation entre 0 et 1 an (U.S.EPA, 1997b)

2.4.2.6 Inhalation

2.4.2.6.1 Taux d'inhalation

Le taux d'inhalation retenu pour cette évaluation de risque a été adapté du taux recommandé par le MSSS pour tenir compte de l'activité physique des agriculteurs qui est plus importante que celle de la population en général (tableau V-66). Les hypothèses de travail sont détaillées dans l'annexe V-D. Le taux d'inhalation moyen sur la durée de vie a été dérivé de façon semblable au taux de consommation d'eau.

Tableau V-66. Taux d'inhalation retenus pour cette évaluation de risque

Tranches d'âge	Taux d'inhalation (m^3/j)	
	De novembre à avril	De mai à octobre
0 à 6 mois	4,5	4,5
≥7 mois à 4 ans	9,3	9,3
>4 à 11 ans	14,5	14,5
>11 à 15 ans	17,7	17,7
>15 à 19 ans	17,7 ¹	22,2
>19 à 59 ans	17,2	24
>59 à 75 ans	17,2	17,2
Taux d'inhalation moyen sur la durée de vie pour chaque saison (m^3/j sur 75 ans)²	16,5	20,3

¹ Voir annexe V-D

² Le taux d'inhalation annuel moyen est de 18,4 m^3/j .

2.4.2.6.2 Poussières en suspension

Nous avons considéré que seul le travail des champs conduisait à une remise en suspension significative de poussières de sol. Comme défini pour l'ingestion de sol/MRF (section V-2.4.2.2), la durée annuelle de travail au champ associée à une exposition aux contaminants des

MRF est fixée à 14 jours. La quantité de poussières remises en suspension n'étant pas facilement quantifiable, nous avons considéré que la concentration de poussières dans l'air lors du travail au champ était égale à la concentration permise en milieu de travail, soit 10 mg/m³ (Gouvernement du Québec, 1996). Cette valeur correspondant aux poussières totales, nous avons fixé arbitrairement la quantité de poussières respirables à 5 mg/m³, les 5 mg/m³ restant étant considérés comme des poussières ingérées.

La biodisponibilité du cadmium présent sur les particules respirables a été fixée à 100%, quelle que soit la voie d'absorption.

2.4.2.6.3 Concentrations de dioxines/furannes dans l'air

La quantité de dioxines/furannes volatilisées à partir du sol et présentes dans l'air à proximité des parcelles traitées a été estimée à l'aide du modèle EMSOFT, et leur dispersion a été modélisée à l'aide du modèle ISCLT3 (annexe V-A).

Le cadmium n'étant pas sujet à la volatilisation, l'inhalation de vapeurs n'a pas été considérée.

2.4.2.7 Contact cutané

Nous avons considéré que les IFE sont exposés aux poussières intérieures⁵³ pendant les six mois d'hiver et au sol ayant reçu des MRF durant les six mois d'été. Nous avons aussi considéré que pendant l'été, les enfants et les adultes « actifs » (16-59 ans) sont exposés pendant deux semaines à des MRF non diluées. Il est important de considérer un contact direct car les personnes qui épandent les MRF ont de fortes probabilités d'entrer en contact direct avec les biosolides, notamment lors du réglage ou de la réparation de la machinerie. Il est également possible que des enfants jouent sur les amas de MRF ou sur un sol venant d'en recevoir (MRF non incorporées dans le sol).

La surface du corps exposée au sol recommandée par l'U.S.EPA (Sloan et coll., 2000) correspond à 26 et 30% de la surface corporelle (MSSS, 1999) pour les adultes et les enfants, respectivement, ce qui représente la surface des mains, du cou et d'une partie des jambes, des bras, et de la tête (U.S.EPA, 1997; Sloan et coll., 2000). Le taux de contact utilisé (0,2 mg/cm²) tient compte du faible contact de la plus grande partie de la surface exposée comparée au contact plus important de la surface des mains (Sloan et coll., 2000).

⁵³ La concentration dans les poussières intérieures a été estimée à la moitié de la concentration bruit de fond dans les sols agricoles.

Les paramètres utilisés pour estimer l'exposition cutanée sont présentés dans le tableau V-67. L'exposition par contact cutané n'a pas été envisagée pour le cadmium, car l'absorption cutanée de ce métal présent dans le sol est négligeable.

Cette voie d'exposition n'a pas été considérée pour les critères C1 car, au vu des résultats obtenus avec les critères C2, sa contribution à l'exposition totale est négligeable.

Tableau V-67. Valeurs des paramètres utilisés pour estimer l'absorption des dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche)

Paramètres	Été, exposition au sol				Été, exposition aux MRF ¹				Hiver, exposition au bruit de fond			
	enfants			adultes	enfants			adultes	enfants			Adultes
	1 - 4 ans	5 -11 ans	12-18 ans	19-75 ans	1-4 ans	5-11 ans	12-18 ans	19-59 ans	1-4 ans	5-11 ans	12-18 ans	19-75 ans
Taux d'absorption (/hr) ²	0,024	0,024	0,024	0,012	0,024	0,024	0,024	0,012	0,024	0,024	0,024	0,012
Biodisponibilité	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03
Surface exposée (cm ²)	1839 ³	3042 ³	4641 ³	4586 ⁴	1839 ³	3042 ³	4641 ³	4586 ⁴	920 ⁵	1521 ⁵	2321 ⁵	2293 ⁵
Taux contact (mg/cm ²) ⁶	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Durée d'exposition (hr/j)	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Nombre de jours/an	169	169	169	169	14	14	14	14	182	182	182	182
Poids corporel ⁷	16,5	32,2	63,1	78,8	16,5	32,2	63,1	78,8	16,5	32,2	63,1	78,8
Concn de dioxines/ furannes dans sol/MRF/ poussières, exposition mère IFE	1,26	1,26	1,26	1,26	50	50	50	50	1,75	1,75	1,75	1,75
Concn de dioxines/ furannes dans sol/MRF/ poussières, exposition de l'IFE	2,86	2,86	2,86	2,86	50	50	50	50	1,75	1,75	1,75	1,75

¹ Contact direct avec les biosolides (pendant période d'épandage, 14 jours par an)

² Valeur déterminée expérimentalement *in vitro*, multipliée par deux pour les enfants car la peau des enfants serait plus perméable que celle des adultes (Sloan et coll., 2000).

³ Représente 30% de la surface corporelle (MSSS, 1999; Sloan et coll., 2000).

⁴ Représente 26% de la surface corporelle (MSSS, 1999; Sloan et coll., 2000).

⁵ Valeur égale à la moitié de la valeur estivale (choix arbitraire basé sur le fait que davantage de parties du corps sont protégées par les vêtements)

⁶ Selon Sloan et coll., 2000. Valeur la plus faible déterminée à partir du contact du sol avec les mains. La valeur la plus faible a été retenue car l'adhérence du sol sur les parties du corps autres que les mains est très inférieure (U.S.EPA, 1997b)

⁷ Selon MSSS, 1999

2.5 Résultats

Les résultats concernant l'estimation des risques à la santé liés à la fertilisation des sols par utilisation simultanée de biosolides de concentration C2 (avec les taux d'application maximum de biosolides spécifiques de culture)⁵⁴, d'ACM de concentration maximale permise par les normes du BNQ et d'engrais minéraux sont présentées en détails dans la section V-2.5.1 (évaluation des critères C2, première approche). Les résultats obtenus pour l'utilisation conjointe de biosolides C1 et C2 au taux agro-environnemental moyen de 3,9 t/ha-an (déterminé à partir de 4 types de culture⁵⁵, voir chapitre IV), d'ACM et d'engrais minéraux sont présentés de façon plus succincte dans la section V-2.5.2 (évaluation des critères C2, deuxième approche). Enfin, les estimations relatives au risque présenté par l'utilisation conjointe de biosolides de concentration égale aux critères C1, d'ACM de concentration maximale permise par les normes du BNQ et d'engrais minéraux sont présentés dans la section V-2.5.3 (évaluation des critères C1).

La description schématique des scénarios d'exposition et des scénarios d'épandage a été présentée dans les figures V-1 à V-4 (sections V-2.1 et V-2.2) et les concentrations et les taux d'application des MRF sont présentés dans les tableaux V-44 à V-49.

2.5.1 Évaluation des critères C2 (première approche) : concentrations critères C2 et taux d'application maximal des biosolides

Dans un premier temps, le risque a été estimé en considérant que la mère de l'IFE et l'IFE sont exposés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés par des MRF (biosolides et ACM) dont le niveau de contamination est égal au maximum admissible (selon les critères provisoires ou les normes du BNQ, respectivement) et dont le taux d'application est égal au taux maximal défini par les critères provisoires pour les biosolides C2 (4,4 t m.s./ha-an) ou au taux agronomique moyen pour les ACM (voir tableaux V-44 et V-45). Les apports dus aux engrais minéraux ont été pris en compte, mais leur contribution est toujours très faible.

Les taux d'application agro-environnementaux des MRF sont généralement inférieurs au taux maximal moyen permis pour les résidus de catégorie C2 (4,4 t/ha-an). Cependant, lorsque les besoins agro-environnementaux des cultures nécessitent l'utilisation de plus de 4,4 t/ha-an de biosolide, la concentration associée aux biosolides supplémentaires est considérée égale à C1. Ce cas de figure ne s'est présenté que pour le scénario de la pomme de terre, qui nécessite en moyenne 7,9 tonnes de biosolides de papétières/ha-an. L'utilisation du taux d'application maximal de 4,4 t m.s./ha-an durant 100 ans est cependant susceptible de conduire au dépassement de l'apport de phosphore permis en vertu du RRPOA. **Par conséquent, les résultats obtenus lors de cette première approche représentent, a priori, le pire cas de contamination pouvant être due aux MRF.**

⁵⁴ Soit 4,4 t/ha-an pour toutes les cultures sauf celle de la pomme de terre (voir tableaux V-44 et V-45)

⁵⁵ Les scénarios spécifiques de chaque culture ont été établis par Marc Hébert, agronome au MENV, dans le respect des réglementations en vigueur au Québec.

2.5.1.1 Cadmium

2.5.1.1.1 Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols

Les charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 25 et 100 ans d'épandage ont été calculées à partir des données indiquées dans la section V-2.4.1.1. Les résultats présentés dans le tableau V-68 précisent la charge totale apportée, la charge restante après 25 et 100 ans, et la concentration moyenne dans le sol pendant les 25 premières et les 75 dernières années de l'épandage de biosolides C2 (taux d'application maximal), d'ACM conformes au BNQ (taux d'application agro-environnemental moyen) et d'engrais minéraux (taux d'application agro-environnemental moyen). La concentration dans le sol tenant compte des pertes est dérivée de la charge restante selon l'équation V-12.

Les pertes de cadmium dans le sol représentent 0,17% par an, et sont essentiellement dues à l'érosion (99,8% des pertes). Le lessivage ne représente que 0,02% des pertes annuelles. Le prélèvement par les plantes n'a pas été pris en compte, mais il ne devrait pas avoir un impact significatif (voir section V-2.3.1) sur la concentration dans le sol.

Comme on peut le constater dans le tableau V-68, l'apport de cadmium par les engrais minéraux est négligeable (moins de 0,3%) comparé à l'apport par les MRF (biosolides et ACM). Par conséquent, afin d'alléger la lecture, nous attribuerons dans le reste du document la concentration ou la dose additionnelle de cadmium aux seules MRF.

Tableau V-68. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, première approche)

Paramètre	Type de culture	
	Alimentation animale et humaine (sauf pomme de terre)	Pomme de terre
Charge totale de cadmium apportée par les matières fertilisantes (kg/ha-100 ans) ¹		
Biosolide C1	-	1,06 ²
Biosolide C2	4,40	2,20 ³
Agents chaulants	1,26	1,26
Engrais minéraux	0,016	0,016
Total	5,68	4,54
Charge de cadmium (kg/ha) restant ⁴ à la		
25 ^{ème} année	1,39	1,15
100 ^{ème} année	5,22	4,17
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (mg/kg)		
25 premières années	0,42	0,35
75 dernières années	1,95	1,57

¹ Selon le scénario des biosolides de papeteries (section IV-1.3)

² Les biosolides C1 sont utilisés pour la fertilisation des cultures de pommes de terre car la quantité de biosolides estimée dans le scénario de fertilisation dépasse les quantités permises par les critères provisoires pour les biosolides C2 (22 t/ha-5 ans).

³ Pour la pomme de terre, le sous-critère de 5 mg/kg s'applique car le pH est généralement inférieur à 6,0.

⁴ La charge de cadmium restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues (Eqn. V-16).

2.5.1.1.2 Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu

Les concentrations de cadmium dans les denrées alimentaires et le milieu dues au bruit de fond ou aux MRF sont présentées dans le tableau V-69.

La concentration de cadmium dans les plantes a été estimée en multipliant la charge de cadmium dans le sol par la pente d'absorption du cadmium par la plante (voir section V-2.3.1.3.1). La concentration bruit de fond de cadmium dans le sol est de 1,1 et 0,3 mg Cd/kg m.s. de sol, au Québec et à l'extérieur du Québec, respectivement (voir section III-1.1.4)⁵⁶. La concentration de cadmium dans les tissus animaux a été déterminée à l'aide des données indiquées dans la section V-2.4.1.2. La contamination de l'eau de surface et de l'eau souterraine par le cadmium apporté par les matières fertilisantes utilisées en milieu agricole a été estimée comme décrit dans la section V-2.3.1.4 en utilisant les valeurs indiquées dans les sections V-2.4.1.1.3. et V-2.4.1.3. La concentration de cadmium dans le poisson a été estimée à partir des données indiquées dans la section V-2.4.1.2.2 (tableau V-57).

Les valeurs indiquées dans le tableau V-69 montrent que l'utilisation conjointe et régulière de biosolides dont la concentration en cadmium est égale au critère C2 (10 mg/kg)⁵⁷ et d'ACM dont la concentration en cadmium est égale à la concentration maximale permise par la norme du BNQ (24 mg/kg), et selon le taux d'application maximal tel que défini dans le tableau V-44, conduit à une augmentation de la concentration de cadmium dans les aliments :

- Pendant les 25 premières années de fertilisation avec MRF, l'augmentation moyenne de la concentration de cadmium est de l'ordre de 31 à 37% dans les plantes consommées par l'homme, 37% dans les tissus animaux, 0,3% dans le poisson et l'eau de surface.
- Pendant les 75 dernières années de fertilisation avec MRF, l'augmentation moyenne de la concentration de cadmium est de l'ordre de 143 à 177% dans les plantes consommées par l'homme, 177% dans les tissus animaux, et 1,3% dans le poisson et l'eau de surface.

Les impacts sur l'eau souterraine étant totalement négligeables avec ce scénario, nous ne l'estimerons pas dans les scénarios suivants.

⁵⁶ Par conséquent, la concentration due au bruit de fond dans les plantes cultivées en dehors du Québec est estimée comme [concentration due au bruit de fond au Québec × 0,3/1,1], soit [concentration due au bruit de fond au Québec × 0,27].

⁵⁷ 5 mg/kg pour la pomme de terre

Tableau 69. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Aliment/milieu	Concentration de cadmium (µg/kg m.s. ou µg/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières					
Pour alimentation animale et humaine	1100	420	1950	38%	177%
Pomme de terre	1100	350	1570	32%	143%
Plantes					
Légumes à feuilles	368 – 99 ⁴	141	653	37%	177%
Légumes fruits	169 – 46 ⁴	64	299	37%	177%
Racines	112 – 30 ⁴	43	198	37%	177%
Légumineuses	6 – 2 ⁴	2	10	37%	177%
Maïs sucré	116 – 31 ⁴	44	205	37%	177%
Pomme de terre	11 – 3 ⁴	4	16	32%	143%
Graines/céréales	59 – 16 ⁴	22	104	37%	177%
Tissus animaux					
Bœuf	8,0	3,1	14 ⁵	37%	177%
Porc	8,6	3,3	15 ⁵	37%	177%
Poulet	50	19	89 ⁵	37%	177%
Œufs	2,6	1,0	4,7 ⁵	37%	177%
Lait	22	8,3	38 ⁵	37%	177%
Poisson	18,7	0,050	0,241	0,3%	1,3%
Eau					
De surface	0,100 ⁶	$2,7 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-3}$	0,3%	1,3%
Souterraine	0,100 ^{6,7}	$1,1 \times 10^{-7}$	$5,5 \times 10^{-7}$	<0,001%	<0,001%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (4,4 t/ha-an), biosolides C1 si nécessaire (pomme de terre, 3,54 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Correspond au ratio [conc due aux MRF/conc due au bruit de fond]×100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais le pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Concentration estimée pour les plantes cultivées en dehors du Québec

⁵ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF, pendant les 75 dernières années d'épandage.

⁶ Concentration moyenne retenue (voir section III-1.1.7)

⁷ La concentration dans l'eau souterraine due au bruit de fond et estimée comme [Csout – concentration due aux MRF] (voir section V-2.3.1.4.2), est de $2,3 \times 10^{-6}$ µg/L

2.5.1.1.3 Doses de cadmium reçues par l'IFE

L'évaluation du risque que nous avons réalisée est basée sur les charges de contaminants apportées par les matières fertilisantes (biosolides, amendements calciques ou magnésiens et engrais minéraux) épandues sur le sol pendant une centaine d'années. L'IFE est exposé pendant les 75 dernières années de cette période. Les calculs sont effectués en se basant sur la

concentration moyenne dans le sol estimée sur la durée de vie de l'IFE⁵⁸. Nous avons aussi mentionné les doses qui seraient reçues si l'exposition avait lieu dans les 25 premières années (mère de l'IFE, âgée de 0 à 25 ans). Les pertes de contaminants ont été considérées dans les estimations.

2.5.1.1.3.1 Ingestion de sol/MRF

La dose de cadmium apportée par ingestion de sol agricole, de MRF et de poussières intérieures a été estimée spécifiquement pour chaque tranche d'âge en tenant compte de la proportion annuelle de sol contaminé, de MRF non diluées et de poussières intérieures qui sont ingérés (section V-2.4.2.2).

Les résultats présentés dans le tableau V-70 indiquent que la dose journalière de cadmium apportée par l'ingestion de sol et de poussières ayant une contamination bruit de fond varie entre 0,22 et 7,14 ng/kg-j. La dose additionnelle due aux MRF varie entre 0,22 et 12 ng/kg-j, et la dose totale varie entre 0,44 et 19 ng/kg-j. La plus forte dose est observée pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans. La dose totale par ingestion de sol varie entre 0,03 et 0,30 µg/j.

Tableau V-70. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de MRF et de sol (évaluation des critères C2, première approche)

Dose	IFE (tranches d'âge, années)					
	0-6 mois	7 m-4 ans	>4-11 ans	>11-15 ans	>15-59 ans	>59-75 ans
Dose due au bruit de fond (ng/kg-j)	1,91	7,14	0,84	0,30	1,12	0,22
Dose due aux MRF et au sol (ng/kg-j)	3,1	12	1,40	0,47	1,75	0,22
Dose totale (ng/kg-j)	5,0	19	2,2	0,77	2,87	0,44
Dose totale (µg/j)	0,04	0,31	0,07	0,04	0,20	0,03

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Les doses de cadmium apportées par l'alimentation à partir du bruit de fond au Québec sont estimées à 9,8 et 13,6 µg/j, pour les enfants (1-4 ans) et les adultes, respectivement (section III-1.1.3.1). La dose totale de cadmium correspondant à l'ingestion de sol représente donc environ 3,3% et 1,5% de la dose bruit de fond reçue par ingestion, pour les enfants (1-4 ans) et les adultes (16-59 ans), respectivement.

⁵⁸ Ceci entraîne une surestimation de la dose chez les enfants, mais il faut aussi considérer que des enfants vont naître après l'IFE, et par conséquent le risque ne sera surestimé que pour les enfants qui naîtront au début de la période, alors que la dose sera sous-estimée pour les enfants naissant à la fin de la période de 100 ans.

2.5.1.1.3.2 Ingestion d'aliments

2.5.1.1.3.3 Ingestion de légumes et céréales

Nous avons estimé que la dose de cadmium reçue par ingestion de végétaux provient de :

- la consommation de légumes/céréales non cultivés au Québec : la proportion est fixée arbitrairement à 60%. Ces denrées sont exposées à la concentration bruit de fond moyenne des États-Unis et de l'Ontario,
- la consommation de légumes/céréales cultivés au Québec, lesquels représentent les légumes/céréales potentiellement contaminés par les MRF (produits par l'IFE) et ceux qui n'ont pas été en contact avec les MRF. La proportion de légumes/céréales contaminés est estimée à 30%, et les 10% de la consommation restants correspondraient à la production québécoise non en contact avec les MRF (exposition au bruit de fond québécois seulement).

Les doses journalières de cadmium sur la durée de vie estimées à partir de ces données sont présentées dans le tableau V-71. La dose bruit de fond de cadmium reçue par l'IFE consommant des légumes/céréales cultivés au Québec (40 %) et importés (60%) varierait entre 125 et 378 ng/kg-j. En considérant que 30% de la consommation de légumes/céréales cultivés au Québec provient de cultures fertilisées par des MRF, la dose journalière totale de cadmium est comprise entre 206 et 614 ng/kg-j pour l'IFE, ce qui correspond à une dose totale par personne comprise entre 3,05 et 17,7 µg/j. Les doses journalières les plus élevées sont observées chez les jeunes enfants (de 372 à 614 ng/kg-j entre 0 et 11 ans vs 206 à 297 ng/kg-j entre 11 et 75 ans). Les résultats indiquent que l'épandage de MRF sur des sols agricoles dans le respect des critères C2 selon le scénario d'application maximal tel que défini dans le tableau V-44 conduit à une augmentation moyenne sur les 75 dernières années de 62 à 68% de la dose de cadmium par ingestion de plantes.

Si l'on considère les doses reçues par la mère de l'IFE pendant les 25 premières années d'épandage, l'utilisation des MRF conduit à une augmentation de la dose de cadmium de l'ordre de 15%.

Tableau V-71. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de légumes/céréales cultivées en présence de MRF¹ (évaluation des critères C2, première approche)

Unité de dose	IFE (tranches d'âge, années)				
	0 – 6 mois	7 m–4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–5 ans
Dose due au bruit de fond (ng/kg-j)					
Du Québec ¹	158	269	210	129	89
Hors Québec ¹	64	109	85	52	36
Total	221	378	295	182	125
Dose due aux MRF (ng/kg-j) ²					
Mère de l'IFE	32	50	39	25	17
IFE	150	236	183	116	81
Dose totale (ng/kg-j)					
Mère de l'IFE	253	428	349	206	142
IFE	372	614	478	297	206
Dose totale (µg/j)					
Mère de l'IFE	2,1	7,0	11,5	12,2	10,0
IFE	3,05	10,1	15,7	17,7	14,5

¹ En estimant que 40% des légumes sont cultivés au Québec et que 60% proviennent d'autres pays, où la concentration de cadmium dans le sol est plus faible.

² En considérant que ¼ des légumes cultivés au Québec ne sont pas cultivés en présence de MRF.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Ingestion de produits animaux

Bien que la concentration de cadmium dans la viande soit plus que doublée du fait de l'utilisation des MRF (tableau V-69, pour les 75 dernières années), la répercussion de cette augmentation de concentration sur la dose de cadmium ingérée par l'humain est tempérée par le fait que la totalité des produits animaux ingérés par l'IFE ne serait pas exposée aux MRF. La dose de cadmium apportée à l'humain par ingestion de produits animaux a été estimée en considérant que 50% et 25,4% de la viande et des produits laitiers, respectivement, étaient contaminés par les MRF (voir section V-2.4.2.3, tableau V-63).

La dose de cadmium reçue par l'humain à partir de la consommation de produits animaux a été estimée en considérant que 100% de l'alimentation animale provient de champs fertilisés avec des MRF selon le scénario correspondant précisé dans le tableau V-44. Les résultats sont présentés dans le tableau V-72.

La dose bruit de fond de cadmium apportée par ingestion de produits animaux par l'IFE varierait entre 35 et 218 ng/kg-j, les doses les plus élevées correspondant aux enfants de 0 à 4 ans. La dose totale (bruit de fond + MRF) varierait entre 64 et 347 ng/kg-j, et entre 2,5 et 6,9 µg/j par personne. Les estimations réalisées montrent que l'épandage de MRF dont les concentrations sont égales aux concentrations maximales permises pour la valorisation sur des sols agricoles (critères provisoires C2 pour biosolides, normes BNQ pour ACM) conduit à une augmentation de 45 à 83% de la dose journalière par ingestion de produits animaux.

Si l'on considère les 25 premières années de l'utilisation des MRF, la dose de cadmium reçue par la mère de l'IFE est augmentée de 10 à 14%.

Tableau V-72. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion de produits issus d'animaux¹ ayant été en contact avec des MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Unité de dose	IFE (tranches d'âge, années)				
	0 – 6 mois	7 m–4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–75 ans
Dose due au bruit de fond (ng/kg-j) ²	208	218	120	68	35
Dose due aux MRF (ng/kg-j) ^{1, 3}					
Mère de l'IFE	20	24	14	8	5
IFE	94	128	76	47	29
Dose totale (ng/kg-j)					
Mère de l'IFE	228	242	133	76	40
IFE	302	347	196	115	64
Dose totale (µg/j)					
Mère de l'IFE	1,9	3,9	4,3	4,6	2,8
IFE	2,5	5,7	6,4	6,9	4,5

¹ 50% des viandes et œufs, 25,4% des produits laitiers.

² La dose bruit de fond provient de l'ingestion de tissus animaux contaminés par ingestion de sol et de plantes contaminés. Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.1.3.4 Ingestion de poisson

Les doses de cadmium dues à l'ingestion de poisson ont été estimées à partir des données indiquées dans la section V-2.4.2.3. La dose de cadmium reçue par ingestion de poisson attribuable au bruit de fond varie entre 2,82 et 5,99 ng/kg-j, les valeurs les plus élevées étant observées pour les enfants. La dose totale varie entre 2,86 et 6,07 ng/kg-j, et entre 0,10 et 0,20 ng/j (soit 1 et 1,4% de la dose bruit de fond totale due à l'ingestion alimentaire, enfants et adultes, respectivement).

Lors des 25 premières années (mère de l'IFE), les MRF conduisent à une augmentation de la dose de cadmium par ingestion de poisson de l'ordre de 1,5%.

Tableau V-73. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par ingestion de poisson contaminé par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Dose	IFE (tranches d'âge, années)				
	0 – 6 mois	7 m–4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–75 ans
Dose due au bruit de fond (ng/kg-j)	0	5,99	4,76	3,00	2,82
Dose due aux MRF (ng/kg-j)					
Mère de l'IFE	0	0,016	0,013	0,008	0,008
IFE	0	0,077	0,061	0,039	0,036
Dose totale (ng/kg-j)					
Mère de l'IFE	0	6,02	4,77	3,01	2,83
IFE	0	6,07	4,82	3,03	2,86
Dose totale (µg/j)					
Mère de l'IFE	0	0,10	0,15	0,18	0,20
IFE	0	0,10	0,16	0,18	0,20

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.1.3.5 Ingestion d'eau

La dose journalière d'exposition due à l'ingestion d'eau contaminée a été estimée en considérant que 100% de l'eau ingérée est contaminée et en utilisant les taux d'ingestion spécifiques de chaque classe d'âge (voir section V-2.4.2.4, tableau V-64). Pour être conservatrices, nous avons effectué le calcul en utilisant l'eau de surface, qui est plus fortement contaminée que l'eau souterraine (tableau V-67). Les résultats présentés dans le tableau V-74 indiquent que la dose de cadmium apportée par ingestion d'eau contaminée par les MRF est inférieure à la dose bruit de fond par plus d'un ordre de grandeur, si l'on considère que le bruit de fond reste stable pendant 100 ans. La dose bruit de fond varie entre 2,24 et 7,27 ng/kg-j, et la dose totale entre 2,28 et 7,37 ng/kg-j.

Tableau V-74. Estimation de la dose de cadmium apportée à l'IFE par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Doses	IFE (tranches d'âge, années)					
	0-6 m ¹	7 m-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19-59 ans	>59-75 ans
Dose due au bruit de fond (ng/kg-j) ²	7,27	4,41	2,99	3,35	3,34	2,24
Dose due aux MRF (ng/kg-j)	0,10	0,06	0,04	0,05	0,05	0,04
Dose totale (ng/kg-j)	7,37	4,47	3,03	3,40	3,39	2,28
Dose totale (µg/j)	0,061	0,074	0,10	0,20	0,24	0,16

¹ Implique que pour le cadmium, l'enfant n'est pas allaité

² Selon section III-1.1.7

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.1.3.6 Inhalation de poussières

L'exposition au cadmium par inhalation de poussières n'a été estimée que pour les IFE adultes, de sexe masculin, qui travaillent au champ. La moitié de la quantité inhalée est considérée respirable, l'autre moitié est ingérée. La concentration moyenne de cadmium apporté dans le sol par les MRF pendant les 75 dernières années d'épandage est de 1,81 mg/kg. Cette valeur ne tient pas compte du bruit de fond mais tient compte des pertes encourues (tableau V-68).

La dose totale de cadmium reçue par inhalation de poussières provenant de sol fertilisé par des MRF pendant la vie active (16-59 ans) est de 0,0009 ng/kg-jour (avec un poids corporel moyen de 70 kg, ce qui correspond à une dose journalière de 0,00006 µg/j). La contribution de la dose due aux MRF dans la dose totale est de 64%.

2.5.1.1.3.7 Validation des doses d'exposition bruit de fond estimées

Les doses bruit de fond de cadmium que nous avons estimées ont été comparées aux doses bruit de fond publiées par Santé Canada (Health Canada, 1996) afin de valider les approches

d'estimation utilisées (tableau V-75). Les bruits de fond considérés ne prennent pas en compte le tabagisme.

L'ingestion est la voie majeure d'exposition au cadmium, quelle que soit la tranche d'âge. Les valeurs de doses par ingestion d'aliments estimées selon notre évaluation sont semblables à celles estimées par Santé Canada. Les doses d'ingestion de sol estimées selon notre évaluation sont sensiblement du même ordre de grandeur que celles estimées par Santé Canada. Les doses d'ingestion d'eau potable estimées selon notre évaluation sont plus élevées que celles estimées par Santé Canada. La différence s'explique par le fait que la concentration bruit de fond dans l'eau retenue pour notre évaluation est plus élevée que celle retenue par Santé Canada à l'échelle canadienne. Enfin, les doses bruit de fond totales selon notre évaluation sont semblables à celles estimées par Santé Canada.

Ces résultats nous permettent de valider les approches que nous avons utilisées pour estimer les niveaux d'exposition de l'IFE et indiquent que les hypothèses retenues pour décrire l'exposition ne sont pas excessivement conservatrices. Les doses bruit de fond que nous avons estimées seront donc retenues pour l'estimation des risques liés aux MRF.

Tableau V-75. Comparaison des doses bruit de fond de cadmium estimées dans cette étude pour l'IFE et des doses estimées par Santé Canada pour la population générale

Voie d'exposition	Doses de cadmium (ng/kg-j) en fonction de l'âge (années)				
	0 – 6 mois	7 m–4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–75 ans
Ingestion d'aliments					
Selon Santé Canada	270 – 620	580	460	260	180
Selon notre évaluation ¹	429	602	420	253	163
Ingestion de sol					
Selon Santé Canada ²	2,8	4,9	0,6	0,3	0,2
Selon notre évaluation	1,91	7,14	0,84	0,30	0,22 (1,12) ³
Ingestion d'eau potable					
Selon Santé Canada	0 – 3,2	0,5	0,3	0,3	0,2
Selon notre évaluation ⁴	7,3	4,4	3,0	3,3	2,2
Inhalation d'air ⁵					
Selon Santé Canada	1,3	1,7	2,0	1,2	1,5
Dose bruit de fond totale					
Selon Santé Canada	271 – 631	592	462	261	182
Selon notre évaluation	438	619	428	259	170

Source : Santé Canada (Health Canada, 1996)

¹ Inclut ingestion de végétaux, de produits animaux et de poisson

² Basé sur la concentration 95^{ème} centile des sols urbain en Ontario (0,8 mg/kg m.s.)

³ Cette valeur correspond aux travailleurs (20-60 ans)

⁴ La différence s'explique par le fait que la concentration bruit de fond retenue pour cette évaluation québécoise est plus élevée que celle retenue par Santé Canada à l'échelle canadienne.

⁵ L'inhalation de cadmium n'a été estimée que pour les poussières (travailleurs) dans notre évaluation de risque, et la dose résultante est de l'ordre de 1000 fois plus faible que la dose totale d'inhalation.

2.5.1.1.3.8 Doses totales d'exposition au cadmium

Les doses totales d'exposition de l'IFE au cadmium (dose bruit de fond de Santé Canada + dose due aux MRF) sont présentées dans le tableau V-76. Les doses totales de cadmium dues aux MRF varient entre 115 et 382 ng/kg-j, et la dose totale varie entre 282 et 995 ng/kg-j (selon la tranche d'âge). Les plus fortes doses de cadmium sont reçues par les enfants de 7 mois à 4 ans (995 ng/kg-j), les enfants de 5 à 11 ans (690 ng/kg-j) et les nourrissons (686 ng/kg-j). La dose totale d'exposition de l'IFE au cadmium est augmentée par les MRF d'environ 59 à 69% selon la tranche d'âge.

Durant les 25 premières années de l'utilisation des MRF, la dose totale reçue par la mère de l'IFE serait augmentée d'environ 10 à 15%.

Tableau V-76. Doses totales de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche)

Voie d'exposition	Doses de cadmium (ng/kg-j) en fonction de l'âge (années)				
	0 – 6 mois	7 m – 4 ans	>4–11 ans	>11–19 ans	>19–5 ans
Ingestion d'aliments					
Dose bruit de fond ¹	429	602	420	253	163
Dose due aux MRF	244	370	264	166	113
Total	673	972	684	419	276
Ingestion de sol/MRF					
Dose bruit de fond ¹	1,9	7,1	0,8	0,3 ²	1,1 ³
Dose due aux MRF	3,1	12	1,4	0,5 ²	1,8 ³
Total	5,0	19,1	2,2	0,8	2,9
Ingestion d'eau					
Dose bruit de fond ¹	7,3 ²	4,4	3,0	3,3 ²	3,3
Dose due aux MRF	0,6	0,4	0,2	0,3 ²	0,3 ²
Total	7,9	4,4	3,2	3,6	3,6
Dose totale reçue⁴					
Dose bruit de fond ¹	438	613	424	257	167
Dose due aux MRF	258	382	266	167	115
Total	686	995	690	424	252

¹ Valeur estimée pour l'IFE exposé seulement au cadmium provenant de la contamination bruit de fond du sol

² Valeur estimée pour la tranche 16-59 ans (travailleurs)

³ Valeur estimée pour la tranche 12-15 ans

⁴ Dans ce contexte, l'inhalation est une voie négligeable et n'est pas mentionnée dans ce tableau.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Les doses totales utilisées ont été obtenues en considérant que la biodisponibilité du cadmium est de 100%. Ce taux de biodisponibilité a été retenu car les lignes directrices canadiennes (Health Canada, 1996) recommandent l'utilisation d'un taux de biodisponibilité de 100% pour estimer le risque à la santé lié au cadmium. Cette approche conservatrice a aussi été utilisée par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992b).

2.5.1.1.4 Estimation du risque associé à l'exposition au cadmium

La dose de référence toxicologique (RfD) retenue pour estimer le risque est celle déterminée par IRIS, soit 840 ng/kg-j (U.S.EPA 1999b; voir section III-1.4.8.4).

La dose bruit de fond estimée pour l'IFE (167 – 613 ng/kg-j) est inférieure à la dose de référence, quelle que soit la tranche d'âge. **Lorsque les taux maximum d'application de biosolides dont la concentration de cadmium est égale au critère C2 sont utilisés (tableaux V-44 et V-74), la dose totale d'exposition au cadmium estimée pour l'IFE âgé de 7 mois à 4 ans (995 ng/kg-j) dépasse la dose de référence toxicologique.**

2.5.1.2 Dioxines/furannes

2.5.1.2.1 Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols

Les charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes pendant 25 et 100 ans d'épandage ont été calculées à partir des données indiquées dans la section V-2.4.1.1. Les résultats présentés dans le tableau V-77 précisent la charge totale apportée, la charge restante après 25 et 100 ans, et la concentration moyenne dans le sol pendant les 25 premières et les 75 dernières années de l'épandage de biosolides C2, d'ACM conformes au BNQ et d'engrais minéraux.

Les pertes de dioxines/furannes dans le sol représentent 4,1% par an, et sont essentiellement dues à la dégradation (87% des pertes), l'érosion (4% des pertes) et la volatilisation (9% des pertes). Le lessivage ne représenterait que 0,0016% des pertes annuelles.

Comme on peut le constater dans le tableau V-77, l'apport de dioxines/furannes par les engrais minéraux est négligeable (moins de 0,1%) comparé à l'apport par les MRF (biosolides et ACM). Par conséquent, afin d'alléger la lecture, nous attribuerons dans le reste du document la concentration ou la dose additionnelle de cadmium aux seules MRF.

Tableau V-77. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, première approche)

Paramètre	Type de culture		
	Alimentation animale ¹	Alimentation humaine (sauf pomme de terre) et pâturage ²	Pomme de terre
Charge totale de dioxines/furannes apportée par les matières fertilisantes (mg EQT/ha-100 ans) ³			
Biosolide C1 ^{4,5}	-	-	6,02
Biosolide C2	22,0	11,9	11,9
Agents chaulants	1,42	1,42	1,42
Engrais minéraux	0,015	0,010	0,10
Total	23,4	13,3	19,3
Charge de dioxines/furannes (mg EQT/ha) restant ⁶ à la			
25 ^{ème} année	3,60	2,06	2,97
100 ^{ème} année	5,64	3,07	4,65
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (ng EQT/kg)			
25 premières années	1,26	0,72	1,04
75 dernières années	2,86	1,63	2,36

¹ Sous-critère C2 pour alimentation animale = 50 ng EQT/kg

² Sous-critère C2 pour alimentation humaine et pâturage = 27 ng EQT/kg

³ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

⁴ Critère C1 = 17 ng EQT/kg

⁵ Les biosolides C1 sont utilisés pour la fertilisation des cultures de pommes de terre car la quantité de biosolides nécessaires dépasse les quantités permises pour les biosolides C2 (22 t/ha-5 ans)

⁶ La charge de dioxines/furannes restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

2.5.1.2.2 Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu

La contamination des légumes/céréales attribuable aux MRF a été estimée en considérant l'absorption racinaire et le transfert air-plante à partir des vapeurs de dioxines/furannes émises à partir du sol ayant reçu des MRF selon les scénarios décrits dans le tableau V-45 (voir aussi section V-2.3.1.3.1).

La contamination des plantes a été estimée à partir du flux de dioxines/furannes moyen volatilisé sur les 25 premières années et sur les 75 dernières années à l'aide du logiciel EMSOFT. Les valeurs obtenues à l'aide de ce modèle sont semblables à celles obtenues par d'autres approches utilisées par l'U.S.EPA. Les calculs ne tiennent pas compte de la concentration bruit de fond.

La contamination des produits animaux a été estimée à partir de la quantité de dioxines/furannes apportée par l'ingestion de plantes et de sol contaminés (100% des plantes et du sol ingérés) et de facteurs de biotransfert (tableau V-57 et Eqn. V-23). La contamination des plantes ingérées par les animaux a été estimée comme pour les plantes ingérées par l'homme (voir paragraphe

précédent) mais le scénario d'épandage de MRF est différent (voir tableau V-45). On a considéré que 100% de l'alimentation des animaux était contaminée par les MRF. Nous avons considéré que le sol ingéré par les animaux (voir section V-2.4.1.2.2) était constitué de 100% de sol pour pâturage et que le fourrage était cultivé sur des sols fertilisés par des biosolides dont la concentration de dioxines/furannes est de 50 ng EQT/kg.

Les résultats présentés dans le tableau V-78 indiquent une augmentation de la concentration moyenne dans les produits contaminés :

- lors des 25 premières années, l'augmentation moyenne de dioxines/furannes dans les aliments destinés à la consommation est de 48% à 69% (légumes), 84% (viandes), ou 2,2% (eau de surface et poisson),
- lors des 75 dernières années, l'augmentation moyenne de dioxines/furannes dans les aliments destinés à la consommation est de 109% à 155% (légumes), 190% (viandes), ou 10,7% (eau de surface et poisson).

Tableau V-78. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou aux MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Aliment/milieu	Concentration de dioxines/furannes (pg EQT/kg m.s. ou pg EQT/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières					
Alimentation animale	1500	1260	2860	84%	190%
Alimentation humaine, pâturage	1500	720	1630	48%	109%
Pomme de terre	1500	1040	2360	68%	157%
Plantes					
Racines	25,8	12,4	28,1	48%	109%
Pomme de terre	26,2	17,9	40,6	69%	155%
Autres légumes, céréales	21,3	10,3	23,2	48%	109%
Tissus animaux ⁴					
Bœuf	778	654	1484	84%	190%
Porc	537	451	1024	84%	190%
Poulet	1260	1056	2399	84%	190%
Œufs	960	806	1830	84%	190%
Lait	130	109	248	84%	190%
Poisson	1500	33	160	2,2%	10,7%
Eau					
De surface	0,050 ⁵	$1,1 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3}$	2,2%	10,7%
Souterraine	0,050 ^{5,6}	$1,08 \times 10^{-9}$	$2,47 \times 10^{-9}$	<0,001%	<0,001%
Air (vapeurs) (µg/m ³)	-	$0,91 \times 10^{-13}$	$2,2 \times 10^{-12}$	-	-

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (4.4 t/ha-an), biosolides C1 pour la pomme de terre (3.5 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Correspond au ratio [conc due aux MRF/conc due au bruit de fond]×100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF.

⁵ Concentration moyenne retenue (voir section III-2.1.6)

⁶ La concentration estimée en tenant compte du bruit de fond est de $5,9 \times 10^{-5}$ fg/L

2.5.1.2.3 Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE

Les effets toxiques utilisés pour évaluer le risque lié aux dioxines/furannes étant le développement de cancer, les doses de dioxines/furannes reçues par la mère de l'IFE et par l'IFE après exposition aux MRF par différentes voies ont été estimées sur la durée de vie (75 ans pour l'IFE, 25 ans pour la mère, car on ne s'intéresse qu'à la dose reçue par la mère pendant cette période) en tenant compte de la dose d'exposition spécifique à chaque tranche d'âge. Les données utilisées pour estimer l'exposition sont indiquées dans la section V-2.4.2.

2.5.1.2.3.1 Ingestion de sol ou de MRF

Les résultats présentés dans le tableau V-79 montrent que la dose de dioxines/furannes apportée par l'ingestion de sol et de poussières ayant une contamination bruit de fond est de 2,8 et 1,7 fg EQT/kg-j (soit 0,13 et 0,10 pg EQT/j) pour la mère de l'IFE et l'IFE, respectivement. La dose journalière reçue par la mère de l'IFE est plus importante que celle reçue par l'IFE, bien que la concentration dans le sol soit plus faible, car le taux d'ingestion de sol par rapport au poids corporel moyen de la mère (sur 25 ans) est plus élevé que celui de l'IFE (sur 75 ans).

La dose d'exposition due uniquement aux MRF est supérieure à la dose d'exposition bruit de fond. La mère de l'IFE et l'IFE sont exposés à une dose journalière de 6,5 et 5,0 fg EQT/kg-j, soit une dose 2,3 et 2,9 fois plus élevée que la dose bruit de fond (tableau V-79).

Tableau V-79. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de sol et/ou de MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Dose	Mère de l'IFE	IFE
Dose ingérée due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	2,8	1,7
Dose ingérée due aux MRF (fg EQT/kg-j)	6,5	5,0

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.2 Ingestion d'aliments

2.5.1.2.3.3 Ingestion de légumes/céréales

Les taux d'ingestion et la proportion de denrées contaminées sont les mêmes que ceux utilisés pour le cadmium. Les doses estimées sont présentées dans le tableau V-80. La dose d'exposition due au bruit de fond est de 98 et 56 fg EQT/kg-j, pour la mère l'IFE et l'IFE, respectivement. La dose d'exposition due à l'ingestion de végétaux contaminés par les MRF (sans tenir compte du bruit de fond) est 13 et 20 fg EQT/kg-j, respectivement. La dose totale d'exposition de la mère de l'IFE et de l'IFE est donc augmentée de 13% et 36%, respectivement, par l'utilisation des MRF.

Tableau V-80. Doses de dioxines/furannes dues à l'ingestion de végétaux (évaluation des critères C2, première approche)

Doses	Mère de l'IFE	IFE
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	98	56
Dose due aux MRF (fg EQT/kg-j)	13	20

¹ Pour la mère de l'IFE, la durée de vie est fixée à 25 ans, car nous ne voulons estimer que la dose reçue par la mère de l'IFE pendant les 25 premières années de sa vie.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Ingestion de produits animaux

Les doses de dioxines/furannes reçues par la mère de l'IFE et par l'IFE suite à la consommation de produits animaux ont été estimées en tenant compte du taux d'ingestion de chaque produit et de la proportion de produit animal potentiellement contaminé (voir sections V-2.4.2.3 et V-2.5.1.1.3.2). Les résultats présentés dans le tableau V-81 indiquent que la dose de dioxines/furannes due à l'ingestion de produits animaux contaminés par la concentration bruit de fond est de 788 et 470 fg EQT/kg-j, pour la mère de l'IFE et l'IFE, respectivement. L'utilisation de MRF en agriculture conduit à une dose d'exposition additionnelle de l'IFE de 683 fg EQT/kg-j, soit une augmentation de 145% de la dose reçue par ingestion de produits animaux. Pour la mère de l'IFE, l'augmentation est de 58% (dose additionnelle de 461 fg EQT/kg-j).

Tableau V-81. Dose de PCDD/F par ingestion de produits animaux (évaluation des critères C2, première approche)

Dose	Mère de l'IFE	IFE
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	788	470
Dose due aux MRF (fg EQT/kg-j)	461	683

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Ingestion de poisson

Les doses de dioxines/furannes reçues par ingestion de poisson sont indiquées dans le tableau V-82. La dose d'exposition aux dioxines/furannes de l'IFE par ingestion de poisson est augmentée de 11% par l'utilisation de MRF pour la fertilisation des sols agricoles (pour la mère de l'IFE, augmentation de 2,2%).

Tableau V-82. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par ingestion de poisson contaminé par les MRF¹ (évaluation des critères C2, première approche)

Dose	Mère de l'IFE	IFE
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	233	188
Dose due aux MRF (fg EQT/kg-j)	5,1	20

¹ Dose estimée en assumant une proportion moyenne annuelle de poisson pêché localement de 0,244 (voir tableau V-63).

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.4 Ingestion d'eau

La dose journalière d'exposition due à l'ingestion d'eau contaminée a été estimée en considérant que 100% de l'eau ingérée est contaminée et en utilisant les taux d'ingestion spécifiques de chaque classe d'âge (voir section V-2.4.3.3). Pour être conservateurs, nous avons effectué le calcul en utilisant l'eau de surface, qui est plus fortement contaminée que l'eau souterraine. La dose bruit de fond reçue par l'IFE par ingestion d'eau de surface (1,54 fg EQT/kg-j, tableau V-83) est augmentée de 11% par l'utilisation agricole de MRF.

Tableau V-83. Estimation de la dose de dioxines/furannes apportée par l'ingestion d'eau de surface contaminée par les MRF (évaluation des critères C2, première approche)

Dose de dioxines/furannes	Mère de l'IFE	IFE
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	1,66	1,54
Dose due aux MRF (fg EQT/kg-j)	0,04	0,16

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.5 Ingestion de lait maternel

L'exposition de l'IFE par ingestion de lait maternel a été estimée en considérant que la mère de l'IFE a été exposée aux MRF, directement et indirectement, pendant les 25 premières années d'épandage (soit entre 0 et 25 ans d'âge). Les résultats sont indiqués dans le tableau V-84.

La concentration dans le lait maternel estimée à partir des données bruit de fond retenues (12,6 ng EQT/kg m.g.⁵⁹) est assez semblable aux données publiées par Ryan et coll. (1993, cités par ATSDR, 1998) qui étaient de 24,7 ng EQT/kg m.g. (années 1981-82) et de 15,6 ng EQT/kg m.g. (années 1986-87). Cette concentration bruit de fond conduit à une exposition de l'IFE à 433 fg EQT/kg-j (estimé sur une durée de vie de 75 ans).

La dose de dioxines/furannes provenant des MRF et reçue par la mère a été estimée à 495 fg EQT/kg-j, ce qui conduit à une concentration additionnelle dans le lait de 5,5 ng EQT/kg m.g. et à une dose d'exposition sur la durée de vie de l'IFE de 190 fg EQT/kg-j. Cette concentration additionnelle conduit à une augmentation de 44% de la dose d'exposition de l'IFE par ingestion de lait maternel.

Tableau V-84. Estimation de la dose d'exposition de l'IFE par ingestion de lait maternel (évaluation des critères C2, première approche)

Paramètres	Dose due	
	au bruit de fond	aux MRF
Dose de dioxines/furannes reçue par la mère (fg EQT/kg-jour)		
ingestion de sol	2,8	6,5
ingestion d'eau de surface	- ¹	0,19
ingestion de plantes, viandes et poisson	1119 ²	488
inhalation de poussières	-	-
inhalation de vapeurs	7,1 ²	0,00033
contact cutané	0,074	0,23
Total	1129	495
Concentration dans les matières grasses du lait maternel (ng/kg matières grasses)	12,6	5,5
Dose d'exposition sur durée de vie de l'IFE (fg EQT/kg-j)	433	190

¹ Valeur comprise dans la dose due à l'ingestion

² Estimé selon Gilman et coll., 1991

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

⁵⁹ m.g. = matières grasses

2.5.1.2.3.6 Inhalation de poussières et vapeurs

Inhalation de poussières

L'exposition par inhalation de poussières n'a été estimée que pour les IFE adultes, de sexe masculin, qui travaillent au champ. La moitié de la quantité inhalée est considérée respirable, l'autre moitié est ingérée. Cependant, comme la biodisponibilité est considérée à 100% pour les deux voies d'absorption, la dose d'exposition totale est la même quelle que soit la voie. La concentration moyenne de dioxines/furannes apportée dans le sol par les MRF pendant les 75 dernières années d'épandage est de 2,86 ng EQT/kg (tableau V-78). Cette valeur ne tient pas compte du bruit de fond mais tient compte des pertes encourues.

La dose totale de dioxines/furannes reçue par inhalation de poussière provenant de sol fertilisé par des MRF pendant la vie active (16-59 ans) est de 0,12 fg EQT/jour, soit $1,7 \times 10^{-3}$ fg EQT/kg-j (avec un poids corporel moyen de 70 kg, exprimé sur la durée de vie).

Inhalation de vapeurs

La dose de dioxines/furannes reçue par inhalation de vapeurs provenant des sols traités est estimée en multipliant le taux d'émission de dioxines/furannes par la concentration dans l'air pour un taux d'émission unitaire (Annexe V-A). La dose moyenne inhalée sur la durée de vie pour l'IFE et due aux MRF serait de $7,2 \times 10^{-4}$ fg EQT/kg-j (tableau V-85). La dose inhalée due aux MRF est tout à fait négligeable comparée à la dose inhalée due au bruit de fond dans l'air (de l'ordre de 50 fg EQT/kg-j, selon Gilman et coll., 1991).

Tableau V-85. Estimation de la dose de dioxines/furannes reçue par inhalation de vapeurs (évaluation des critères C2, première approche)

Paramètre	Mère de l'IFE	IFE
Flux de dioxines/volatilisées à dû aux MRF (g/sec/m ²) ¹	$0,58 \times 10^{-9}$	$1,38 \times 10^{-9}$
Facteur unitaire de dispersion moyen (µg/m ³ pour 10 ⁻⁶ g/sec/m ²) ²	27	27
Concentration moyenne annuelle dans l'air due aux MRF (µg/m ³)	$0,91 \times 10^{-13}$	$2,2 \times 10^{-12}$
Dose annuelle moyenne due aux MRF (fg EQT/kg-j)	$3,3 \times 10^{-4}$	$7,2 \times 10^{-4}$
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j) ^{3,4}	63	50

¹ Estimé de mai à octobre

² Moyenne des facteurs mensuels de mai à octobre

³ La dose bruit de fond estimée selon la même approche que pour les MRF (à partir de la concentration bruit de fond dans le sol) est de $3,6 \times 10^{-4}$ fg/kg-j (pour une durée de vie de 75 ans)

⁴ Selon Gilman et coll., 1991

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.7 Contact cutané

Les doses d'exposition aux dioxines/furannes reçues par la mère de l'IFE et par l'IFE suite au contact cutané sont présentées dans le tableau V-86. L'exposition aux MRF par contact cutané

conduit à une augmentation de la dose d'exposition bruit de fond par contact cutané de plus de 300%. Cependant, la dose d'exposition due à cette voie reste très faible face à la dose due à l'ingestion alimentaire.

Tableau V-86. Doses d'exposition aux dioxines/furannes par contact cutané (évaluation des critères C2, première approche)

Doses de dioxines/furannes	Mère de l'IFE	IFE
Dose due au bruit de fond (fg EQT/kg-j)	0,074	0,047
Dose due aux MRF (fg EQT/kg-j)	0,23	0,16

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.8 Validation des doses de bruit de fond estimées

Les doses bruit de fond estimées dans cette étude ont été comparées aux doses bruit de fond estimées pour les Canadiens par Gilman et coll. (1991) et à la dose bruit de fond qui semble la plus réaliste à deux spécialistes des dioxines/furannes au Canada. Les valeurs sont présentées dans le tableau V-87. La dose bruit de fond totale de 2,0-4,2 pg EQT/kg-j estimée par Gilman et coll. (1991) surestimerait la dose bruit de fond totale actuelle des Canadiens, selon Gaétan Carrier (Université de Montréal) et Jake Ryan (Santé Canada) (communications personnelles). Ces spécialistes estiment que la dose bruit de fond actuelle serait plutôt de l'ordre de 1 pg EQT/kg-j.

Il apparaît que la dose bruit de fond que nous avons estimée (1,1 pg EQT/kg-j) correspond bien à cette valeur, ce qui permet de valider les modèles et les hypothèses que nous avons retenues pour estimer l'exposition de l'IFE. Le bruit de fond estimé dans cette étude est celui retenu pour relativiser le risque lié aux MRF.

Tableau V-87. Validation des doses bruit de fond estimées

Voie d'exposition	Dose bruit de fond de dioxines/furannes (pg EQT/kg-j) estimée par		
	Gilman et coll., 1991 ¹	Communications personnelles ²	Cette étude
Ingestion d'aliments ³	1,88 – 4,03	-	0,66
Ingestion de lait maternel	nd	-	0,43
Ingestion de sol	0,025 – 0,027	-	0,002
Ingestion d'eau	<0,01 – 0,05	-	0,001
Inhalation	0,05	-	<0,001
Bruit de fond total	2,0 – 4,2	1	1,1

n.d. : non déterminé

¹ Pour un adulte de 70 kg exposé de 17 à 70 ans selon des scénarios moyens

² Gaétan Carrier (Université de Montréal) et Jake Ryan (Santé Canada)

³ Inclut végétaux, viande et poisson

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.3.9 Dose totale d'exposition aux dioxines/furannes due aux MRF

Les doses d'exposition aux dioxines/furannes dues aux MRF et estimées sur la durée de vie de l'IFE sont présentées dans le tableau V-88.

Comme il a été vu précédemment, la validation de la dose bruit de fond que nous avons estimée permet de s'assurer que les doses dues aux MRF sont estimées de façon adéquate. Les voies d'exposition les plus importantes sont l'ingestion de produits animaux, de lait maternel et de poisson, qui toutes trois sont fortement affectées par les dioxines/furannes apportés par les MRF. La dose due aux MRF que nous avons estimée serait de 0,95 pg EQT/kg-j, ce qui correspond à une augmentation de 86% de la dose d'exposition de base.

Il n'est pas possible de comparer directement ce résultat avec la dose additionnelle reçue par une personne exposée dans les 25 premières années d'épandage, car dans ce cas, la contamination par le lait maternel ne serait pas adéquate. Toutefois, si l'on compare la dose additionnelle reçue par la mère de l'IFE et celle reçue par l'IFE sur la base de l'ingestion de viandes, de poisson et de légumes seulement, on note une augmentation de 44% et 99% par rapport au bruit de fond correspondant aux mêmes voies d'exposition, pour la mère de l'IFE (tableau V-84) et l'IFE (tableau V-88), respectivement.

Tableau V-88. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, première approche)

Voie d'exposition	Dose de dioxines/furannes (pg EQT/kg-j) ¹	
	Due au bruit de fond	Due aux MRF (%)
Ingestion de produits animaux	0,47 (43%)	0,68 (72%)
Ingestion de lait maternel	0,44 (10%)	0,19 (20%)
Ingestion de poisson	0,19 (17%)	0,02 (2,1%)
Ingestion de légumes	0,098 (8,9%)	0,056 (5,9%)
Ingestion de sol	0,002 (0,2%)	0,005 (0,65%)
Ingestion d'eau de surface	<0,001 (<0,1%)	<0,001 (<0,1%)
Contact cutané	<0,001 (<0,1%)	<0,001 (<0,1%)
Inhalation de poussières	-	<0,001 (<0,1%)
Inhalation de vapeurs	<0,001 (<0,1%)	<0,001 (<0,1%)
Dose totale estimée	1,1²	0,95

¹ Pour une exposition pendant les 75 dernières années d'épandage

² Estimée comme la somme des valeurs estimées pour chaque voie d'exposition

³ Valeur bruit de fond la plus vraisemblable pour la population québécoise (Gaétan Carrier, Université de Montréal, et Jake Ryan, Santé Canada, communications personnelles)

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.1.2.4 Estimation du risque d'excès de cancers dû à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF

La valeur de la dose d'exposition associée à un risque d'excès de cancer de 1 cas sur 1 million de personnes (1×10^{-6}) n'est pas unanime (voir section III-2.4.8.2). Le dernier document de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 2000b) indique qu'une dose de 0,001 pg/kg-j correspond à un excès de risque de cancer de 1×10^{-6} . Le précédent document de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1994b) indiquait que ce niveau de risque correspondait à une dose de 0,010 pg EQT/kg-j. Enfin, le Dr. Gaétan Carrier, mondialement reconnu pour son expertise relative à l'estimation du risque lié aux dioxines/furannes, considère que l'U.S.EPA surestime le risque réel associé aux dioxines/furannes et propose une dose de 0,175 pg EQT/kg-j pour le même risque d'excès de cancers (Carrier, 1991). Par conséquent, nous avons estimé le risque d'excès de cancers selon ces trois estimateurs.

Les lignes directrices émises par le MSSS (MSSS, 1999) recommandent que le risque d'excès de cancers attribuables à la source de contamination étudiée ne dépasse pas 1 cas sur 1 million de personnes, sans tenir compte du bruit de fond. Dans le cadre de l'application de MRF contaminées au niveau du critère C2 (utilisation conjointe de biosolides C2 avec taux d'application maximum de biosolides C2 et taux d'application agro-environnemental d'ACM et d'engrais minéraux), la dose reçue par l'IFE et provenant uniquement des MRF (biosolides et ACM) est de 0,95 pg EQT/kg-j (tableau V-88). Cette dose conduit à un risque d'excès de cancer supérieur au niveau de risque de 1×10^{-6} , quelle que soit la dose associée à un risque de 10^{-6} retenue (tableau V-89), d'un facteur de 5,4 à 950.

Tableau V-89. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées à l'IFE par les MRF ((évaluation des critères C2, première approche)

Dose associée à un risque d'excès de cancers de 10^{-6}	Risque d'excès de cancer dû aux MRF
0,001 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 2000b)	$9,5 \times 10^{-4}$
0,010 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 1994b)	$9,5 \times 10^{-5}$
0,175 pg EQT/kg-j (Carrier, 1991)	$5,4 \times 10^{-6}$

2.5.2 Évaluation des critères C2 (deuxième approche) : concentrations critères et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides C2 et C1

Dans cette deuxième approche pour évaluer les critères C2, nous avons utilisé un taux d'application agro-environnemental moyen⁶⁰ des biosolides de 3,9 t/ha-an, soit 2,45 t de biosolide de concentration égale au critère C2 et 1,45 t de biosolide de concentration égale au critère C1 (voir tableaux V-46 et V-47 et section V-2.2.3.1.2). Mis à part les taux d'application et les concentrations de contaminants dans les biosolides, les valeurs et la méthodologie utilisées dans les estimations sont les mêmes que précédemment.

⁶⁰ Obtenu à partir des scénarios de fertilisation établis pour quatre types de culture

2.5.2.1 Cadmium

2.5.2.1.1 Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols

Tableau V-90. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de cadmium apportée par les matières fertilisantes (kg/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	0,44
Biosolide C2	2,885
Agents chaulants	1,26
Engrais minéraux	0,016
Total	4,16
Charge de cadmium (kg/ha) restant ² à la	
25 ^{ème} année	1,05
100 ^{ème} année	3,83
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (mg/kg)	
25 premières années	0,32
75 dernières années	1,44

¹ Selon le scénario des biosolides de papétières (section IV-1.3)

² La charge de cadmium restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

2.5.2.1.2 Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu

Lorsque les biosolides de concentration C2 et C1 sont appliqués conjointement avec des ACM de concentration égale aux normes BNQ, et selon des taux agro-environnementaux moyens, la concentration de cadmium dans les aliments destinés à la consommation humaine est augmentée (par rapport à la concentration bruit de fond) par l'utilisation des MRF :

- sur les 25 premières années, la concentration est augmentée de 28% dans les végétaux et les produits animaux et 0,2% dans l'eau de surface et le poisson
- sur les 75 dernières années, la concentration est augmentée de 131% dans les végétaux et les produits animaux et de 0,96% dans l'eau de surface et le poisson (tableau V-91).

Tableau V-91. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux MRF (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Aliment/milieu	Concentration de cadmium (µg/kg m.s. ou µg/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières (toutes cultures)	1100	320	1440	29%	131%
Plantes					
Légumes à feuilles	368 – 99 ⁴	107	482	29%	131%
Légumes fruits	169 – 46 ⁴	49	221	29%	131%
Racines	112 – 30 ⁴	33	147	29%	131%
Légumineuses	6 – 2 ⁴	1,7	7,5	29%	131%
Maïs sucré	116 – 31 ⁴	34	151	29%	131%
Pomme de terre	11 – 3 ⁴	3,3	15	29%	131%
Graines/céréales	59 – 16 ⁴	17	77	29%	131%
Tissus animaux ⁵					
Bœuf	8,0	3,1	11	29%	131%
Porc	8,6	3,3	11	29%	131%
Poulet	50,3	19	66	29%	131%
Œufs	2,6	1,0	3,4	29%	131%
Lait	21,7	8,3	28	29%	131%
Poisson	18,7	0,037	0,178	0,2%	0,96%
Eau de surface	0,100 ⁶	2 × 10 ⁻⁴	9,6 × 10 ⁻⁴	0,2%	0,96%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (2,45 t/ha-an), biosolides C1 (1,45 t/ha-an) et ACM (0,525 t/ha-an). L'apport par les engrais minéraux est négligeable.

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais le pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Concentration pour les plantes cultivées en dehors du Québec estimée comme : concentration au Québec × 0,27

⁵ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF, pendant les 75 dernières années d'épandage.

⁶ Concentration moyenne retenue (voir section III-1.1.7)

2.5.2.1.3 Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et risques à la santé

Les doses de cadmium reçues ont été estimées en utilisant la même méthodologie et les mêmes valeurs que dans la section V-2.5.1, à l'exception de la concentration dans le sol (valeurs du tableau V-91). Les doses moyennes d'exposition au cadmium dues au bruit de fond et aux MRF que nous avons estimées pour l'IFE sont comprises entre 244 et 878 ng/kg-j, selon les tranches d'âge (tableau V-92). Sur les 25 premières années d'épandage, la dose totale de cadmium est de 668 ng/kg-j pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans.

Tableau V-92. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C2 avec taux d'application agro-environnemental moyen

Voie d'exposition	Doses de cadmium reçues par l'IFE (ng/kg-j)				
	0 à 6 mois	7 m à 4 ans	>4 à 11 ans	>11 à 19 ans	>19 à 75 ans
Doses dues aux MRF					
Ingestion plantes	89	172	134	84	59
Ingestion tissus animaux	69	83	47	28	16
Ingestion poisson	0	0,06	0,05	0,03	0,03
Ingestion d'eau	0,07	0,04	0,03	0,03	0,03
Ingestion sol/MRF	2,6	9,6	1,1	0,4	1,5
Dose totale due aux MRF	161	265	182	110	77
<i>Doses bruit de fond¹</i>	438	613	424	257	167
Dose totale	599	878	606	367	244

Les doses reçues par ingestion d'eau et inhalation d'air sont négligeables et ne sont pas présentées.

¹ Doses bruit de fond estimées par Health Canada, 1996.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

Note : Les données présentées dans le tableau V-92 peuvent être utilisées pour valider le critère du CCME concernant la concentration du cadmium admissible dans les sols agricoles. Ce critère (1,4 mg/kg m.s.) a été dérivé en divisant le critère correspondant aux sols résidentiels (établi à partir de l'ingestion de sol) par un facteur 10, de façon à tenir compte de la transmission du cadmium par ingestion de plantes et de produits animaux (CCME, 1997). Si l'on effectue ici le ratio entre la dose apportée par ingestion de sol et la dose apportée par ingestion de produits d'origine agricole, on obtient une valeur largement supérieure à 10, ce qui indique que le facteur de 10 retenu par le CCME n'est pas excessif.

Lorsque le taux d'application agro-environnemental moyen des matières fertilisantes (biosolides, ACM et engrais) est utilisé pour estimer la dose totale d'exposition de l'IFE au cadmium, les doses reçues par les enfants âgés de 7 mois à 4 ans (878 ng/kg-j) sont supérieures à la RfD (840 ng/kg-j).

2.5.2.2 Dioxines/furannes

2.5.2.2.1 Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols

Les charges de dioxines/furannes dans le sol ont été estimées comme décrit précédemment (section V-2.5.1.2.1). Les concentrations de dioxines/furannes sont toujours différentes entre les biosolides pour les cultures destinées à l'alimentation humaine ou le pâturage et celles destinées à l'alimentation animale (voir tableau V-47).

Tableau V-93. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Paramètre	Type de culture	
	Alimentation animale	Alimentation humaine et pâturage
Charge totale de dioxines/furannes apportée par les matières fertilisantes (mg EQT/ha-100 ans) ¹		
Biosolide C1	4,17	2,47
Biosolide C2	12,3	6,62
Agents chaulants	1,42	1,42
Engrais minéraux	0,01	0,01
Total	17,9	10,5
Charge de dioxines/furannes (mg EQT/ha) restant ² à la		
25 ^{ème} année	2,77	1,64
100 ^{ème} année	4,20	2,47
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (ng EQT/kg)		
25 premières années	0,97	0,57
75 dernières années	2,22	1,31

¹ Selon le scénario des biosolides de papeteries (section IV-1.3)

La charge de dioxines/furannes restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

2.5.2.2.2 Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu

Les résultats présentés dans le tableau V-94 indiquent que l'utilisation des MRF en milieu agricole selon les scénarios décrits dans le tableau V-47 conduit à une augmentation de la concentration de dioxines/furannes dans les aliments destinés à la consommation humaine et qui ont été produits à partir des champs fertilisés dans ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de dioxines/furannes est augmentée, par rapport au bruit de fond, de 38% (végétaux), de 65% (produits animaux) et de 1,6% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de dioxines/furannes est augmentée, par rapport au bruit de fond, de 87% (végétaux), de 148% (produits animaux) et de 8% dans l'eau de surface et le poisson

Tableau V-94. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF lorsque les biosolides C2 sont appliqués au taux d'application agro-environnemental moyen

Aliment/milieu	Concentration de dioxines/furannes (pg EQT/kg m.s. ou pg EQT/L d'eau)		Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³		
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières					
Alimentation animale	1500	970	2220	65%	148%
Alimentation humaine, pâturage	1500	570	1310	38%	87%
Plantes					
Racines, pomme de terre	25,8	9,8	22,6	38%	87%
Autres légumes, céréales	21,3	8,1	18,6	38%	87%
Tissus animaux ⁴					
Bœuf	778	504	1152	65%	148%
Porc	537	348	795	65%	148%
Poulet	1260	814	1862	65%	148%
Œufs	960	621	1420	65%	148%
Lait	130	84	192	65%	148%
Poisson	1500	30	120	1,6%	8%
Eau de surface	0,050 ⁵	0,0008	0,004	1,6%	8%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C2 (2,45 t/ha-an), biosolides C1 (1,45 t/ha-an) et ACM (0,525 t/ha-an). L'apport par les engrais minéraux est négligeable.

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Ces concentrations correspondent uniquement aux dioxines/furannes apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF.

⁵ Concentration moyenne retenue (voir section III-2.1.6)

2.5.2.2.3 Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE

La dose de dioxines/furannes due aux MRF estimées pour l'IFE lorsque les biosolides sont appliqués à un taux agro-environnemental moyen est de 0,72 pg EQT/kg-j (tableau V-95). Cette dose conduit à une augmentation de 65% de la dose reçue due au bruit de fond.

Pour la mère de l'IFE, la dose estimée sur une durée de vie de 25 ans (à partir de l'ingestion de tissus animaux et de plantes, sur les 25 premières années d'épandage) est de 0,38 pg EQT/kg-j.

Tableau V-95. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Voie d'exposition	Dose de dioxines/furannes due aux MRF (pg EQT/kg-j)¹ (%)
Ingestion de produits animaux	0,53 (74%)
Ingestion de lait maternel	0,15 (21%)
Ingestion de poisson	0,015 (2,0%)
Ingestion de légumes	0,026 (3,6%)
Ingestion de sol	0,005 (0,7%)
Ingestion d'eau de surface	<0,001 (<0.1%)
Contact cutané	<0,001 (<0.1%)
Inhalation de poussières	<0,001 (<0.1%)
Inhalation de vapeurs	<0,001 (<0.1%)
Dose totale estimée	0,72

¹ Pour une exposition pendant les 75 dernières années d'épandage

² Estimée comme la somme des valeurs estimées pour chaque voie d'exposition

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.2.2.4 Estimation du risque d'excès de cancer dus à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF

Lorsque le taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides est utilisé, la dose d'exposition sur la durée de vie conduit à un risque d'excès de cancer compris entre 4,1 et 720 cas sur un million de personnes (tableau V-96). Ces valeurs sont inférieures à celles obtenues avec les taux maximum d'application, mais elles conduisent tout de même à un risque accru de 65% par rapport au risque lié à l'exposition bruit de fond (compris entre 11×10^{-4} et $6,3 \times 10^{-6}$).

Tableau V-96. Estimation du risque d'excès de cancers dû aux dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes (évaluation des critères C2, deuxième approche)

Dose associée à un risque d'excès de cancers de 10^{-6}	Risque d'excès de cancer dû aux MRF
0,001 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 2000b)	$7,2 \times 10^{-4}$
0,010 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 1994b)	$7,2 \times 10^{-5}$
0,175 pg EQT/kg-j (Carrier, 1991)	$4,1 \times 10^{-6}$

2.5.3 Évaluation des critères C1 : concentrations critères C1 et taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides

Pour évaluer les critères C1, nous avons utilisé exactement la même méthodologie et les mêmes valeurs que celles utilisés dans la deuxième approche pour l'évaluation des critères C2, mais la concentration de contaminant dans la totalité des biosolides est égale à la valeur critère C1 (tableaux V-48 et V-49 et figure V-5).

2.5.3.1 Cadmium

2.5.3.1.1 Charges de cadmium apportées et concentrations dans les sols

Tableau V-97. Charges de cadmium apportées par les matières fertilisantes pendant 100 ans de fertilisation et concentrations moyennes dans le sol (évaluation du critère C1)

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de cadmium apportée par les matières fertilisantes (kg/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	1,17
Agents chaulants	1,26
Engrais minéraux	0,02
Total	2,45
Charge de cadmium (kg/ha) restant ² à la	
25 ^{ème} année	0,64
100 ^{ème} année	2,25
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (mg/kg)	
25 premières années	0,19
75 dernières années	0,85

¹ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

² La charge de cadmium restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

2.5.3.1.2 Concentrations de cadmium estimées dans les aliments et le milieu

Comme l'indiquent les résultats présentés dans le tableau V-98, l'épandage sur 100 ans de biosolides C1 conjointement avec des ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ conduit à une augmentation de la concentration de cadmium dans les aliments destinés à la consommation humaine et produits dans ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de cadmium augmente 17% dans les végétaux et produits animaux, et de 0,1% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de cadmium augmente 77% dans les végétaux et produits animaux, et de 0,5% dans l'eau de surface et le poisson.

Tableau V-98. Concentrations de cadmium dues au bruit de fond ou dues aux matières fertilisantes (évaluation du critère C1)

Aliment/milieu	Concentration de cadmium (µg/kg m.s. ou µg/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières (toutes cultures)	1100	190	850	17%	77%
Plantes					
Légumes à feuilles	368 – 99 ⁴	64	284	17%	77%
Légumes fruits	169 – 46 ⁴	29	130	17%	77%
Racines	112 – 30 ⁴	19	87	17%	77%
Légumineuses	6 – 2 ⁴	1	4,4	17%	77%
Maïs sucré	116 – 31 ⁴	20	89	17%	77%
Pomme de terre	11 – 3 ⁴	2	8,2	17%	77%
Graines/céréales	59 – 16 ⁴	10	45	17%	77%
Tissus animaux ⁵					
Bœuf	8,0	1,4	6,2 ⁶	17%	77%
Porc	8,6	1,5	6,7 ⁵	17%	77%
Poulet	50	8,7	39 ⁶	17%	77%
Œufs	2,6	0,5	2,0 ⁶	17%	77%
Lait	22	3,7	17 ⁶	17%	77%
Poisson	18,7	0,02	0,09	0,1%	0,5%
Eau de surface	0,100 ⁶	1,2 × 10 ⁻⁴	4,9 × 10 ⁻⁴	0,1%	0,5%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans

² Inclut biosolides C1 (3,9 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

Concentration pour les plantes cultivées en dehors du Québec estimée comme : concentration au Québec × 0,27

⁵ Ces concentrations correspondent uniquement au cadmium apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF, pendant les 75 dernières années d'épandage.

⁶ Concentration moyenne retenue (voir section III-1.1.7)

2.5.3.1.3 Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE

Les doses d'exposition au cadmium apportées par des scénarios de fertilisation comprenant des biosolides C1, des ACM conformes aux normes BNQ (niveau de contamination égal à la valeur maximale permise) et des engrais minéraux (voir figure V-5, section V-2.2.3) ont été estimées suivant la même méthodologie que celle utilisée dans la section V-2.5.1.

Les doses de cadmium dues aux MRF varient entre 45 et 155 ng/kg-j, selon la tranche d'âge. Les doses totales sont comprises entre 212 ng/kg-j et 768 ng/kg-j. **Quelle que soit la tranche d'âge, la dose de référence (840 ng/kg-j) n'est pas dépassée.**

Tableau V-99. Doses de cadmium estimées reçues par l'IFE (évaluation du critère C1)

Voie d'exposition	Doses de cadmium reçues par l'IFE (ng/kg-j)				
	0 - 6 mois	7 m-4 ans	>4-11 ans	>11-19 ans	>19-75 ans
Doses dues aux MRF					
Ingestion plantes	52	101	79	49	35
Ingestion tissus animaux	41	49	28	17	9,5
Ingestion poisson	0	0,03	0,02	0,01	0,01
Ingestion sol/MRF	1,2	4,6	0,54	0,19	0,73
Dose totale due aux MRF	94	155	107	66	45
<i>Doses bruit de fond¹</i>	438	613	424	257	167
Dose totale	532	768	531	323	212

Les doses reçues par ingestion d'eau et inhalation d'air sont négligeables et ne sont pas présentées.

¹ Doses bruit de fond estimées par Health Canada, 1996.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ces derniers)

2.5.3.2 Dioxines/furannes

2.5.3.2.1 Charges de dioxines/furannes apportées et concentrations dans les sols

Les charges de dioxines/furannes apportées par les biosolides C1 et les ACM appliqués avec un taux agro-environnemental moyen ont été estimées à partir des données du tableau V-49. Le critère C1 étant le même quel que soit le type de culture, il n'y a plus de distinction entre les cultures destinées à l'humain ou à l'alimentation animale.

Tableau V-100. Charges de dioxines/furannes apportées par les matières fertilisantes et concentrations dans le sol pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen

Paramètre	Type de culture
	Alimentation animale et humaine
Charge totale de dioxines/furannes apportée par les matières fertilisantes (mg EQT/ha-100 ans) ¹	
Biosolide C1	6,63
Agents chaulants	1,42
Engrais minéraux	0,01
Total	8,06
Charge de dioxines/furannes (mg EQT/ha) restant ² à la	
25 ^{ème} année	1,29
100 ^{ème} année	1,95
Concentration moyenne dans le sol en considérant les pertes (ng EQT/kg)	
25 premières années	0,44
75 dernières années	1,03

¹ Selon le scénario des biosolides de papetières (section IV-1.3)

² La charge de dioxines/furannes restant est estimée en fonction de la charge apportée et des pertes encourues

2.5.3.2.2 Concentrations de dioxines/furannes estimées dans les aliments et le milieu

Les résultats présentés dans le tableau V-101 indiquent que l'épandage sur 100 ans de biosolides de concentration égale au critère C1 et d'ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ selon des taux d'application agro-environnementaux moyens conduirait à une augmentation de la concentration de dioxines/furannes dans les aliments produits ces conditions :

- sur les 25 premières années, la concentration de dioxines/furannes serait augmentée de 30% dans les végétaux et les produits animaux, et de 0,8% dans l'eau de surface et le poisson,
- sur les 75 dernières années, la concentration de dioxines/furannes serait augmentée de 69% dans les végétaux et les produits animaux, et de 3,6% dans l'eau de surface et le poisson.

Tableau V-101. Concentrations de dioxines/furannes dues au bruit de fond ou dues aux MRF pour le scénario C1 avec taux d'application agro-environnemental moyen

Aliment/milieu	Concentration de dioxines/furannes (pg EQT/kg m.s. ou pg EQT/L d'eau)			Pourcentage d'augmentation dû aux MRF ³	
	Due au bruit de fond ¹	Due aux MRF ²		25 premières années	75 dernières années
		25 premières années	75 dernières années		
Sol, poussières	1500	445	1030	30%	69%
Plantes					
Racines et pommes de terre	25,8	7,7	17,7	30%	69%
Autres légumes, céréales	21,3	6,3	14,6	30%	69%
Tissus animaux ⁴					
Bœuf	778	231	535	30%	69%
Porc	537	160	369	30%	69%
Poulet	1260	374	864	30%	69%
Œufs	960	285	659	30%	69%
Lait	130	39	89	30%	69%
Poisson	1500	11	55	0,8%	3,6%
Eau de surface	0,050 ⁵	0,0004	0,0018	0,8%	3,6%

¹ En considérant que le bruit de fond est stable sur 100 ans² Inclut biosolides C1 (3,9 t/ha-an) et ACM (l'apport par les engrais minéraux est négligeable)

³ Estimé comme [conc due aux MRF / conc due au bruit de fond] × 100. Les valeurs calculées à partir des données inscrites dans le tableau peuvent varier du fait de l'arrondissement de ces dernières, mais les pourcentages ont été estimés à partir des valeurs exactes.

⁴ Ces concentrations correspondent uniquement aux dioxines/furannes apporté par l'ingestion de fourrage, de grains et de sol contaminés par les MRF.

2.5.3.2.3 Doses de dioxines/furannes reçues par l'IFE

Les doses d'exposition aux dioxines/furannes apportées par des scénarios de fertilisation comprenant des biosolides C1, des ACM conformes aux normes BNQ (niveau de contamination égal à la valeur maximale permise) et des engrais minéraux (voir figure V-5, section V-2.2.3.2) ont été estimées suivant la même méthodologie que celle utilisée dans la section V-2.5.2.

La dose de dioxines/furannes due aux MRF et reçue par l'IFE correspond à une augmentation de 36% de la dose due au bruit de fond.

Tableau V-102. Doses de dioxines/furannes estimées reçues par l'IFE et dues à l'utilisation de biosolides C1 (évaluation du critère C1)

Voie d'exposition	Dose de dioxines/furannes reçue par l'IFE (pg EQT/kg-j)
Ingestion tissus animaux	0,29
Ingestion de lait maternel	0,08
Ingestion poisson	0,007
Ingestion plantes	0,02
Ingestion sol/MRF	0,002
Dose totale due aux MRF¹	0,40

¹ Les doses reçues par inhalation et par ingestion d'eau sont négligeables.

Les doses « dues aux MRF » sont apportées par les biosolides, les ACM et les engrais (apport négligeable de ceux-ci)

2.5.3.2.4 Estimation du risque d'excès de cancer dû à l'exposition aux dioxines/furannes apportées par les MRF

La dose d'exposition aux dioxines/furannes due à l'utilisation conjointe de biosolides de concentration égale au critère C1 et d'ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ (0,40 pg EQT/kg-j, tableau V-102) est supérieure aux doses correspondant à un risque d'excès de cancer de 1×10^{-6} (tableau V-103). Dans le contexte du critère C1, l'exposition aux dioxines/furannes apportés par les MRF conduirait donc à un risque d'excès de cancer (sans tenir compte du bruit de fond) supérieur à 1×10^{-6} . Le risque d'excès de cancer serait compris entre $4,0 \times 10^{-4}$ et $2,3 \times 10^{-6}$ (tableau V-103).

Tableau V-103. Estimation du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes apportées par les biosolides C1

Dose associée à un risque d'excès de cancer de 10^{-6}	Risque d'excès de cancer dû aux MRF
0,001 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 2000b)	$4,0 \times 10^{-4}$
0,010 pg EQT/kg-j (U.S.EPA, 1994b)	$4,0 \times 10^{-5}$
0,175 pg EQT/kg-j (Carrier, 1991)	$2,3 \times 10^{-6}$

2.6 Discussion

Les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés dans les sols agricoles par l'utilisation de MRF (biosolides de concentration C1 et/ou C2 utilisés conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ) ont été estimés pour un individu fortement exposé (IFE), qui représente les agriculteurs utilisant des MRF selon les conditions précisées dans cette étude (section V-2.2), exposés pendant les 75 dernières années d'une période d'utilisation de MRF de 100 ans. Les risques ont été estimés en considérant des scénarios de fertilisation représentatifs d'une utilisation maximale de MRF dans le respect des réglementations en vigueur, en tenant

compte de la dispersion des contaminants dans l'environnement (air, eau sol, aliments) et en utilisant des données moyennes d'exposition pour représenter l'IFE.

Taux d'application des MRF

Les quatre scénarios de fertilisation qui nous ont été fournis par Marc Hébert, agronome au MENV, ont été établis en favorisant l'usage de biosolides et d'ACM, et en tenant compte à la fois des besoins des cultures et des contraintes environnementales (RRPOA). Les hypothèses utilisées pour réaliser ces scénarios sont présentées en annexe V-E. Ces scénarios nous ont fourni des taux d'application agro-environnementaux pour chaque type de matières fertilisantes (biosolides de papetières, amendements calciques ou magnésiens et engrais minéraux). Ces scénarios représentent des cas de culture intensive et il est peu probable que les mêmes parcelles soient utilisés pour une même culture durant 100 ans.

Dans la première approche utilisée pour l'évaluation des critères C2, nous avons volontairement utilisé le **taux d'application maximal permis par les critères provisoires du MENV (1997) pour les biosolides de catégorie C2** (soit 4,4 t m.s./ha-an), afin de déterminer quelle serait la dose maximale pouvant être reçue par l'IFE dans le cas où la quantité de biosolides nécessaire à la fertilisation adéquate de la culture et respectant les contraintes environnementales serait supérieure ou égale à ce taux maximal. Si l'on s'en tient aux quatre scénarios de fertilisation mis à notre disposition, seule la culture de pomme de terre pourrait nécessiter un apport de biosolides plus important que 4,4 t biosolide/ha-an. Les scénarios de cette première approche pourraient contrevenir aux dispositions des *Critères provisoires* (MENV, 1997) qui stipulent que les quantités de matières fertilisantes utilisées doivent respecter les grilles de fertilisation du CPVQ et les contraintes visant à limiter la pollution d'origine agricole (RRPOA, limitation des apports de phosphore). Les taux d'application des ACM et des engrais minéraux utilisés dans cette approche sont des taux agro-environnementaux moyens et non des taux maximum. Il est important de préciser que notre conclusion et nos recommandations ne sont pas basées sur les résultats de cette approche.

Dans la deuxième approche utilisée pour évaluer les critères C2 et dans l'approche utilisée pour évaluer les critères C1, nous nous sommes basées sur des **taux agro-environnementaux moyens pour toutes les matières fertilisantes** (biosolides, ACM et engrais minéraux), obtenus en considérant que chaque type de culture pour laquelle nous avons un scénario représentait 25% des cultures qui seraient pratiquées à long terme sur les sols d'une large zone (pouvant inclure les sols agricoles de plusieurs fermes)⁶¹. Cela nous a permis de travailler dans un contexte global et dans des conditions de fertilisation avec des MRF qui seraient certes

⁶¹ Au Québec, la culture végétale représente environ 2 000 000 d'hectares, si l'on exclut les érablières et autres surfaces exploitables (par exemple, arbres de Noël) (section II-1.1). Les superficies consacrées aux grandes cultures, au fourrage, au pâturage et aux cultures maraîchères (sauf fruits) représentent 35%, 43%, 18% et 3% de cette superficie, respectivement (tableau II-1), mais 58% et 76% des superficies consacrées aux grandes cultures et aux fourrages sont fertilisées par des engrais de ferme, alors que seulement 16% et 18% des cultures maraîchères et des cultures de pomme de terre reçoivent des engrais de ferme (tableau II-11). Étant donné qu'il est impossible de déterminer quelle culture sera la plus pratiquée dans les années à venir, ni de connaître les proportions de ces cultures dans une région donnée, nous ne pouvons qu'adopter une approche donnant autant d'importance à chaque type de culture pour réaliser l'évaluation de risques.

maximales, mais qui pourraient être rencontrées tout en respectant les recommandations agronomiques du CPVQ et les contraintes environnementales *actuelles ou devant être respectées dans les années à venir (cas du RRPOA)*, lesquelles sont susceptibles, à long terme, d'évoluer dans l'un ou l'autre sens.

Par conséquent, **cette deuxième approche représente adéquatement une situation de fertilisation avec des MRF dans une région en déficit d'engrais de ferme**, dans laquelle des agriculteurs auraient recours aux MRF pour fertiliser leurs sols, s'assurer d'une richesse en matière organique compatible avec un bon rendement et maintenir un pH optimal. Le taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides de papetières (3,9 t m.s./ha-an) est plus élevé que le taux d'application agro-environnemental de trois des quatre types de culture considérés⁶². Ce taux agro-environnemental moyen, qui est une moyenne mathématique représentant la quantité moyenne de biosolides épandus sur une zone comprenant plusieurs parcelles de sol, utilisées pour des cultures différentes, **permet d'estimer un niveau de contamination global** et de travailler dans un cadre représentatif de l'activité des agriculteurs utilisant des MRF, lesquels sont généralement amenés à pratiquer plusieurs types de culture à la fois, et donc à être en contact (directement ou par ingestion de denrées contaminées) avec plusieurs parcelles dont le niveau de contamination peut être différent. De plus, l'estimation de la contamination du milieu (air, eau) nécessite de travailler dans un contexte global et non avec une seule parcelle. Cette approche est conservatrice du fait que l'on considère une utilisation maximale des MRF (dans le contexte réglementaire actuel), mais elle nous apparaît réaliste compte-tenu i) de la disponibilité des MRF qui devrait s'intensifier au fil des années (suite au *Plan d'action québécois sur la gestion des matières résiduelles 1998-2008*), ii) des déficits en engrais de ferme qui se font de plus en plus préoccupants dans certaines régions et qui devront être comblés rapidement pour un développement durable des sols agricoles et iii) de l'amélioration de la qualité agronomique des sols suite à l'utilisation des MRF qui permet généralement une augmentation significative du rendement.

Choix des concentrations de cadmium et dioxines/furannes dans les matières fertilisantes

L'objectif de cette étude consistait à évaluer les risques à la santé que représenterait l'utilisation de MRF dont les concentrations de cadmium et de dioxines/furannes seraient égales aux valeurs des critères provisoires C1 et C2. Pour ce faire, les valeurs des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les biosolides ont été fixées aux valeurs égales aux critères provisoires C1 et/ou C2, suivant le cas. Pour ce qui est des concentrations dans les ACM, nous avons retenu les concentrations maximales permises par la certification BNQ (en fonction du pouvoir neutralisant) car plusieurs ACM sont déjà certifiés et mis sur le marché. Pour les engrais minéraux, nous avons utilisé les valeurs de concentration moyenne mesurées spécifiquement pour les besoins de cette étude. Cependant, leur impact est tellement négligeable sur la contamination du sol que quelle que soit la valeur utilisée (concentration moyenne ou maximale mesurée), cela n'a aucun impact significatif sur la contamination du sol par le cadmium ou les dioxines/furannes lors de l'utilisation conjointe de MRF.

⁶² Maïs-soya : 3,0 t/ha-an, Orge-prairie : 2,4 t/ha-an, carotte-chou-oignon : 2,2 t/ha-an et pomme de terre : 7,9 t/ha-an (voir tableau IV-1)

Période d'exposition de l'IFE

L'estimation des doses d'exposition aux cadmium et dioxines/furannes a été réalisée sur une période de 100 ans afin d'avoir des estimations à long terme. Pour les dioxines/furannes, pour lesquelles il n'existe pas de valeur seuil d'exposition sans effet, et dont l'apparition d'effets cancérogènes nécessite plusieurs années, il est particulièrement important de considérer une exposition sur la durée de vie. Le risque d'excès de cancer doit être estimé à partir de la dose journalière moyenne reçue sur la durée de vie.

Par contre, pour le cadmium, dont les effets toxiques apparaissent lorsqu'une dose seuil a été dépassée, il est préférable d'estimer la dose reçue à chaque tranche d'âge, et de la comparer avec la dose toxicologique de référence (en dessous de laquelle on ne devrait pas observer d'effets sur la santé). Dans cette étude, la dose d'exposition de l'IFE enfant a été estimée à partir de la concentration moyenne de cadmium estimée dans le sol au cours des 75 dernières années d'épandage (sur une période de 100 ans). Si l'IFE était né à la 25^{ème} année, il serait moins exposé, et s'il naissait après la 62^{ème} année, il serait plus exposé.

Modèles et hypothèses utilisées

Les modèles utilisés (incluant les algorithmes et les valeurs numériques) pour estimer les doses d'exposition ont été validés en comparant les doses bruit de fond estimées pour l'IFE avec les doses bruit de fond estimées pour le Canadien moyen par Santé Canada (cadmium) ou par des spécialistes canadiens des dioxines/furannes. Comme l'ont montré les résultats présentés dans les tableaux V-75 et V-87, nos estimations sont tout à fait comparables à celles des autres auteurs (pour des non fumeurs), et ne conduisent donc ni à une sous-estimation, ni à une surestimation⁶³.

Cela permet en outre de valider les pentes d'absorption utilisées lors de l'estimation des doses de cadmium dans les végétaux. En effet, lors de la sélection des valeurs expérimentales des pentes d'absorption (obtenues sur des sols ayant reçu des biosolides municipaux), nous avons considéré que le pH de trois des cultures (maïs-soya, orge-prairie et carotte-chou-oignon) pouvait être compris entre 5,0 et 7,5 et entre 4,5 et 6,5 pour la culture de pomme de terre (voir section V-2.4.1.2.1). Nous avons utilisé les valeurs obtenues dans ces larges gammes de pH afin d'avoir un nombre de données suffisamment élevé pour qu'elles soient aussi représentatives que possible (ceci est d'autant plus important que les résultats sont très variables, suivant l'espèce cultivée, le pH, le type de biosolides, etc...). De plus, à notre connaissance, aucune donnée obtenue avec des biosolides de papeteries n'est actuellement disponible, ce qui accroît le degré d'incertitude avec lequel nous devons travailler. Il faut également considérer que les valeurs de pentes obtenues avec des biosolides sont aussi utilisées pour estimer l'absorption du cadmium provenant des ACM et des engrais, ainsi que du cadmium déjà présent dans le sol, pour lesquels la disponibilité pourrait être supérieure à la disponibilité du cadmium associé à de la matière organique.

⁶³ Le fait que ces validations soient situées dans la section correspondant aux taux d'application maximum des MRF n'a pas d'impact sur ces résultats, car le bruit de fond est estimé de la même façon pour les trois évaluations (première et deuxième approche C2 et évaluation des critères C1)

Concentrations dans les aliments et l'eau de surface

Pour chaque approche utilisée, nous avons estimé séparément la concentration de cadmium et dioxines/furannes due au bruit de fond et due aux MRF dans les aliments et l'eau, afin de faire ressortir les effets de la valeur critère sur la contamination des denrées alimentaires. Selon la deuxième approche utilisée pour l'évaluation des critères C2⁶⁴, une augmentation importante de la concentration de ces contaminants a été estimée dans les aliments (augmentation moyenne comprise entre 28% (cadmium) et 65% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années, et entre 131% (cadmium) et 148% (dioxines/furannes) pour les 75 dernières années (tableaux V-91 et V-94). Si la totalité des biosolides étaient de concentration égale à C1⁶⁵, ces augmentations seraient comprises entre 17% (cadmium) et 30% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années et entre 69% (dioxines/furannes) et 77% (cadmium) pour les 75 dernières années (tableaux V-98 et V-101).

Les impacts sur la contamination de l'eau souterraine sont insignifiants (tableaux V-69 et V-78). La contamination de l'eau de surface est augmentée de 0,2% (cadmium) à 1,6% (dioxines/furannes) sur les 25 premières années d'utilisation des biosolides C2 (deuxième approche) et de 1% (cadmium) à 8% (dioxines/furannes) sur les 75 dernières années. Pour les biosolides C1, ces augmentations sont de 0,1% (cadmium) à 0,8% (dioxines/furannes) et de 0,5% (cadmium) à 3,6% (dioxines/furannes), pour les 25 premières et 75 dernières années, respectivement. Les pourcentages d'augmentations sont les mêmes dans la chair des poissons vivant dans cette eau de surface. Ces valeurs correspondent à des augmentations moyennes sur une période de 25 ou de 75 ans. Ainsi, l'augmentation sera moindre au début de la période, et plus élevée à la fin de la période.

Impacts de la contamination de l'eau et des aliments sur l'exposition des populations

Dans les régions agricoles, l'eau bue par les riverains serait le plus souvent de l'eau souterraine et non de l'eau de surface (Marc Hébert, MENV, communication personnelle). Toutefois, nous avons effectué les estimations avec l'eau de surface, qui était plus fortement contaminée, afin de rester conservateur. Cela entraîne une sur-estimation de la dose reçue par ingestion d'eau, dose qui est cependant suffisamment négligeable⁶⁶ par rapport à la dose totale d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes pour que ce choix n'ait pas d'influence significative sur l'estimation du risque. De même, l'ingestion de poisson contaminé par les MRF (qui représente

⁶⁴ 2,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C2, 1,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

⁶⁵ 3,9 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

⁶⁶ 0,005% de la dose totale de cadmium pour tranche 7 mois - 4 an et <0,001% de la dose de dioxines/furannes due aux MRF, selon la deuxième approche d'évaluation des critères C2 (tableau V-92 et V-95).

environ 20% de la consommation annuelle totale de poisson par l'IFE) ne contribue pas de façon significative au risque associé à la dose totale de cadmium ou de dioxines/furannes⁶⁷.

Comme l'indiquent les résultats des tableaux V-92 et V-99, 97% à 100% de la dose d'exposition de l'IFE au cadmium provient de l'ingestion de végétaux et de produits d'animaux terrestres. L'ingestion d'eau, de poisson et de sol et l'inhalation sont des voies négligeables (sauf l'ingestion de sol chez les enfants). Par conséquent, une augmentation de la contamination des aliments a un impact direct et notable sur la dose d'exposition totale des consommateurs de ces produits. Dans le cas de l'IFE, la consommation de denrées alimentaires produites en contact avec les MRF est comprise entre 17 et 31% pour les végétaux cultivés au Québec et entre 25 et 50% pour les produits animaux (tableau V-63).

En ce qui concerne les dioxines/furannes, l'ingestion de végétaux et de produits animaux terrestres représente 74,6% de la dose d'exposition, et le poisson 2% (tableau V-95). L'ingestion de lait maternel représente 21% de la dose d'exposition totale due aux MRF (la concentration de dioxines/furannes dans le lait maternel a été estimé à partir de la dose absorbée par la mère durant les 25 premières années, et due uniquement aux MRF). L'ingestion d'aliments est donc, comme pour le cadmium, la principale voie d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes.

Pour la majeure partie de la population qui consomme une très faible proportion de denrées alimentaires produites au contact de MRF, le risque est donc atténué par rapport à celui estimé pour l'IFE. Cependant, comme les populations vivant en milieu rural sont susceptibles de s'approvisionner en bonne partie auprès des agriculteurs, ces populations vivant dans une région en déficit d'engrais de ferme et où des MRF sont utilisées seront amenées à consommer des proportions de denrées contaminées qui seront de l'ordre des proportions que nous avons utilisées pour l'IFE. Si la pratique de valorisation agricole des MRF se développe et que les MRF utilisées sur une zone agricole donnée sont, à long terme, de concentration proche des valeurs critères (voir tableaux V-46 et V-47), la dose d'exposition reçue par cette population risque d'être importante et de s'avoiser ou de dépasser la dose toxicologique de référence.

Extrapolation des résultats pour l'utilisation de biosolides municipaux

Comme on a pu le constater dans le chapitre IV (tableau IV-1), les scénarios d'épandage de matières fertilisantes basés sur l'utilisation de biosolides de papetières conduisent à l'apport d'une quantité de biosolides dans les sols qui est en moyenne 3,9 fois plus élevée que la quantité de biosolides municipaux qui seraient utilisés pour fertiliser une même culture. Lorsque l'on considère que la concentration de contaminant dans les biosolides est fixe (égale aux valeurs critères), il apparaît donc que la quantité de contaminant apportée par des biosolides municipaux est moindre que celle apportée par les biosolides de papetières⁶⁸. Les quantités de contaminants

⁶⁷ L'ingestion de poisson représente 0,007% de la dose totale de cadmium pour la tranche d'âge 7 mois – 4 ans, et 2% de la dose de dioxines/furannes apportées par les MRF, selon la deuxième approche pour évaluation des critères C2 (tableau V-92 et V-95).

⁶⁸ Cette différence (tableau IV-4) est de l'ordre de 1,5 et de 2 pour les scénarios C1 et les scénarios C2, respectivement (et non de l'ordre de 3,9) car i) les ACM ont une contribution non négligeable dans l'apport de

apportées par le scénario C2 « municipaux » sont semblables à celles apportées par le scénario C1 « de papetières » (voir chapitre IV). Par conséquent, si nous avons effectué l'évaluation de risques à la santé à partir des biosolides municipaux et non à partir des biosolides de papetières, les niveaux de risques obtenus seraient de l'ordre des niveaux de risques obtenus lors de l'évaluation des critères C1 (soit une dose de cadmium inférieure à la dose de référence pour toutes les tranches d'âge et une augmentation d'environ 36% de la dose de dioxines/furannes reçue par rapport au bruit de fond).

contaminants (et leur apport varie peu du scénario « de papetière » au scénario « municipal ») et ii) dans le scénario C2 « de papetières », on utilise 63% de biosolide et 37% de biosolide C1 alors que dans le scénario C2 « municipal » on utilise 100% de biosolide C2.

3 CONCLUSION

La revue critique des évaluations de risques effectuées par ou pour l'U.S.EPA (section V-1) a montré que plusieurs hypothèses de travail et approches retenues dans ces études n'étaient pas appropriées pour estimer le risque lié à la valorisation des MRF au Québec. Nous considérons tout particulièrement que les données utilisées à la base de la réglementation américaine ne sont pas adéquates pour conclure que l'épandage de MRF selon cette réglementation ne présente aucun risque pour la santé humaine. C'est pourquoi nous avons réalisé notre propre évaluation des risques à la santé liés au cadmium et aux dioxines/furannes provenant des MRF valorisées en milieu agricole, en suivant les *Lignes directrices* émises par le MSSS (1999) et en ayant recours aux approches retenues par l'EPA qui nous apparaissaient adéquates.

Nous avons considéré une période de 100 ans, durant laquelle des MRF (biosolides et amendements calciques) et des engrais minéraux étaient épandus tous les ans afin de fertiliser adéquatement les sols agricoles. Une période de 100 ans avait déjà été sélectionnée par l'U.S.EPA pour ses récentes analyses de risque dans un contexte comparable (sections V-1.3 et V-1.4).

Les voies d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes que nous avons considérées sont l'ingestion (sol, végétaux, produits animaux, poisson, eau), l'inhalation de poussières (travailleurs), l'inhalation de vapeurs (dioxines/furannes seulement) et le contact cutané (dioxines/furannes seulement). Les risques ont été estimés pour un individu fortement exposé (IFE) qui vit pendant les 75 dernières années d'une période d'épandage de 100 ans. L'IFE est un agriculteur né à la ferme, qui a passé sa vie à la ferme, qui utilise les MRF pour fertiliser ses sols et qui vit dans une région en déficit d'engrais de ferme. Durant les 25 premières années de la période d'épandage de MRF, la mère de l'IFE (âgée de 0 à 25 ans) est exposée selon les mêmes scénarios que ceux décrits pour l'IFE (sauf les scénarios reliés au travail dans les champs). La dose totale d'exposition de la mère est prise en compte pour estimer le niveau de contamination du lait maternel par les dioxines/furannes (nous avons considéré que l'IFE est allaité durant 1 an).

Les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés dans les sols agricoles par l'utilisation de MRF (biosolides de concentration égale au critère C1 et/ou C2 utilisés conjointement avec des amendements calciques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ) ont été estimés pour un individu fortement exposé, qui représente les agriculteurs utilisant les MRF dans les conditions décrites dans la section V-2.2. Les risques ont été estimés en considérant des scénarios de fertilisation avec utilisation maximale de MRF (dans le respect de contraintes agro-environnementales), en tenant compte de la dispersion des contaminants dans l'environnement, et en appliquant des taux d'exposition moyens pour l'IFE⁶⁹. Les apports de cadmium et dioxines/furannes dus aux engrais minéraux étant négligeables comparés aux apports dus aux MRF (moins de 1%), nous ne mentionnons pas ces matières fertilisantes dans nos résultats.

⁶⁹ Sauf pour taux d'inhalation et ingestion d'eau chez l'adulte

Les résultats de l'évaluation de risque menée de façon spécifique au contexte québécois en se basant sur les taux d'application agro-environnementaux de biosolides de papeteries ont montré que :

- (i) **Lors de l'utilisation conjointe⁷⁰ de biosolides C2** (concentrations de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C2*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ), **selon un taux d'application maximal de biosolides** (4,4 t/ha-an pour toutes les cultures sauf la pomme de terre, qui inclut aussi 3,5 t/ha-an de biosolide C1) **et un taux d'application agro-environnemental moyen des ACM** (0,525 t/ha-an),
 - La dose d'exposition de l'IFE au cadmium pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans est supérieure à la dose de référence établie par la banque de données IRIS de l'U.S.EPA (tableau V-76),
 - La dose d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes conduit à un risque d'excès de cancers (de $9,5 \times 10^{-4}$ à $5,4 \times 10^{-6}$) supérieur au risque d'excès de cancers de 1 cas sur 1 million (1×10^{-6}) (tableau V-89).
 - Toutefois, le scénario de cette première approche d'évaluation des critères C2 peut ne pas respecter les contraintes réglementaires actuelles (respect des besoins agronomiques des cultures selon les grilles du CPVQ et restriction d'utilisation du phosphore selon le RRPOA). C'est pourquoi une seconde approche destinée à évaluer les critères C2 a été utilisée.
- (ii) **Lors de l'utilisation conjointe⁷⁰ de biosolides C2, de biosolides C1** (concentrations de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C2 ou C1*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ), **selon des taux d'application agro-environnementaux moyens⁷¹**,
 - La dose d'exposition de l'IFE au cadmium pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans est supérieure à la dose de référence établie par la banque de données IRIS de l'U.S.EPA (tableau V-92),
 - La dose d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes conduit à un risque d'excès de cancers (de $7,2 \times 10^{-4}$ à $4,1 \times 10^{-6}$) supérieur au risque d'excès de cancers de 1 cas sur 1 million (1×10^{-6}) (tableau V-96),
 - Suite à ces résultats, nous avons utilisé le même scénario pour évaluer les critères C1.
- (iii) **Lors de l'utilisation conjointe⁷⁰ de biosolides C1** (concentration de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C1*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ) **selon des taux d'application agro-environnementaux moyens⁷²**,
 - La dose d'exposition de l'IFE au cadmium est inférieure à la dose de référence, pour tous les groupes d'âge (tableau V-99),

⁷⁰ Les scénarios comprennent aussi des engrais minéraux, mais leur contribution à la contamination des sols est négligeable comparée à la contribution des MRF.

⁷¹ 2,45 t/ha-an de biosolide C2, 1,45 t/ha-an de biosolide C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

⁷² 3,9 t/ha-an de biosolides C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

- La dose d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes conduit à un risque d'excès de cancers (de $4,0 \times 10^{-4}$ à $2,2 \times 10^{-6}$) supérieur au risque d'excès de cancers de 1×10^{-6} (tableau V-103).

Par conséquent, il ressort de ces évaluations de risque que (i) pour le cadmium, le critère C1 (3 mg/kg m.s.) est acceptable, mais le critère C2 (10 mg/kg m.s.) est trop élevé car l'utilisation de biosolides dont le niveau de contamination correspond à ce critère conduit à une dose d'exposition supérieure à celle recommandée par des organismes de santé reconnus et (ii) pour les dioxines/furannes, les critères C1 et C2 (17 et 27 ou 50 ng EQT/kg m.s., respectivement) conduisent tous deux à un risque d'excès de cancers supérieur à 1×10^{-6} ; si l'on considère que le risque d'excès de cancer dû à l'exposition bruit de fond est déjà supérieur à 1×10^{-6} , il serait préférable de réduire au maximum les apports de dioxines/furannes dans l'environnement.

Cependant, les estimations étant basées sur le taux d'application des biosolides de papetières, qui est plus élevé que le taux d'application des biosolides municipaux, le risque associé à l'utilisation de biosolides municipaux dont la concentration en cadmium serait égale au critère C2 conduirait à un niveau de risque semblable à celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (dose d'exposition inférieure à la dose de référence pour toutes les tranches d'âge de l'IFE). En ce qui concerne les dioxines/furannes, le niveau de risque serait également de l'ordre de grandeur de celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (soit une augmentation d'environ 36% du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes déjà existant).

Nous recommandons fortement au lecteur de lire la discussion relative à ces résultats (section V-2.6) afin de mieux situer ces résultats dans leur contexte.

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les objectifs de cette étude étaient (i) de déterminer si les *critères provisoires C2*, en particulier pour le cadmium et les dioxines/furannes, sont adéquats pour protéger la santé humaine lors de la valorisation agricole des MRF et (ii) de formuler des recommandations au MENV quant à ces critères C2.

Dans ce document, diverses informations permettant une compréhension globale de la problématique qui nous préoccupe sont présentées, à savoir (i) une compilation des aspects réglementaires relatifs à la valorisation des MRF au Québec et dans d'autres pays (chapitre I), (ii) des informations concernant l'agriculture québécoise, la fertilisation et une description détaillée des caractéristiques des MRF valorisées au Québec (chapitre II), (iii) une monographie sur les niveaux dans l'environnement et la toxicité du cadmium et des dioxines/furannes (chapitre III), et (iv) une revue des analyses de risques existantes concernant les MRF et les autres matières fertilisantes (section V-1). Les estimations réalisées afin d'atteindre nos objectifs comprennent deux grandes étapes, à savoir (i) une estimation quantitative à long terme des impacts de la fertilisation (avec et sans MRF) sur le niveau de contamination des sols par tous les contaminants mentionnés dans les *Critères provisoires* (chapitre IV), et (ii) une évaluation des risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportées par les MRF sur les sols agricoles (section V-2). Suite aux résultats de ces estimations, des recommandations ont été émises (ce chapitre).

Contexte réglementaire et agricole au Québec

Dans certaines régions agricoles du Québec riches en engrais de ferme, la fertilisation des sols agricoles est fortement limitée par les teneurs en phosphore dans le sol, ce qui conduit à un excédent d'engrais de ferme dans ces régions. Par contre, dans d'autres régions, il est difficile de se procurer les engrais de ferme qui permettraient de conserver un taux de matière organique adéquat pour le développement durable des sols agricoles. Pour ces régions, les MRF (essentiellement les biosolides) constituent un apport intéressant en matière organique et en éléments nutritifs qui peuvent pallier au déficit d'engrais de ferme.

Les MRF valorisées en agriculture au Québec sont essentiellement des biosolides de papetières, des amendements calciques ou magnésiens, des biosolides municipaux et des résidus agro-alimentaires. **Actuellement, la valorisation agricole des MRF au Québec est régie par deux processus : le certificat d'autorisation en vertu des *critères provisoires* du MENV (1997), et la certification par le BNQ** (qui existe pour les composts, les amendements calciques ou magnésiens et les biosolides municipaux granulés) (section I-1). Le processus de valorisation dépendant des critères provisoires nécessite l'obtention d'un certificat d'autorisation (CA) auprès du MENV lequel relie les producteurs de MRF, l'agronome et le producteur agricole. Les MRF certifiées conformes par le BNQ ne nécessitent pas de CA. Toutes les MRF valorisées sur sols agricoles doivent répondre à un certain nombre de critères de qualité, incluant caractéristiques

agronomiques, niveau de contamination par les métaux et les dioxines/furannes (critères C1-C2) et teneurs en organismes pathogènes (critères P1-P3). L'épandage des MRF doit respecter un certain nombre de critères relatifs aux distances vis-à-vis de zones à protéger, aux conditions du sol lors de l'épandage, et au délai entre l'épandage et la récolte ou la mise au pâturage. De plus, l'épandage de MRF, comme celui de toute autre matière fertilisante, doit respecter des contraintes environnementales (RRPOA) visant à réduire la pollution d'origine agricole.

Les niveaux de contamination des MRF ont été comparés avec les concentrations de contaminants correspondant aux critères A, B et C de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV sur les sols contaminés (MENV, 1998). Les concentrations critère C1 et les concentrations permises dans le terreau, selon les *Critères provisoires* de 1997, ainsi que les normes du BNQ pour les composts AA et A sont généralement situées entre les critères A et B, à l'exception de la concentration de dioxines/furannes (critère C1) qui est supérieure au critère B. La plupart des concentrations de contaminants correspondant aux normes du BNQ pour les composts de qualité B, les amendements calciques ou magnésiens de pouvoir neutralisant compris entre 25 et 100%, et les biosolides municipaux granulés sont supérieures au critères B (cobalt, mercure, molybdène, nickel, dioxines/furannes) et/ou au critère C (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, manganèse, sélénium, zinc).

Les concentrations maximales de contaminants et les charges annuelles maximales de contaminants pouvant être apportées sur un sol agricole selon les *Critères provisoires* ont été comparées avec les valeurs permises dans d'autres pays (section I-3). Les concentrations maximales permises au Québec (critères C2) sont toutes comprises dans l'intervalle de concentrations permises dans les autres pays. Le critère C2 du molybdène (20 mg/kg) et le sous-critère C2 des dioxines/furannes pour pâturages et alimentation humaine (27 ng EQT/kg) correspondent aux critères les plus sévères. Lorsque les charges annuelles permises par les réglementations de différents pays sont comparées avec celles permises au Québec (estimées en multipliant la concentration maximale permise par le taux d'application maximal), il apparaît que les charges maximales pouvant être appliquées au Québec (provenant de biosolides C2) sont aussi comprises dans la fourchette de celles permises dans les autres pays.

Ces comparaisons indiquent que **les critères provisoires actuels se situent dans l'intervalle des critères en vigueur ailleurs dans le monde**, mais cette seule observation ne permet pas d'affirmer que ces critères sont suffisamment protecteurs, car les bases scientifiques de la sélection des valeurs critères dans les autres pays ne sont pas connues, sauf pour les États-Unis. Cependant, la revue critique des évaluations de risques effectuées par ou pour l'U.S.EPA a montré que les hypothèses de travail et les approches retenues dans ces études n'étaient pas appropriées pour estimer le risque lié à la valorisation des MRF au Québec (section V-1). Nous considérons tout particulièrement que les données utilisées à la base de la réglementation américaine ne sont pas adéquates pour conclure que l'épandage de MRF selon cette réglementation ne présente aucun risque pour la santé humaine à long terme. C'est pourquoi nous avons réalisé notre propre évaluation des risques à la santé liés au cadmium et aux dioxines/furannes provenant des MRF valorisées en milieu agricole.

Les MRF valorisées au Québec en 1999

Les données relatives aux quantités et à la qualité des MRF valorisées en agriculture au Québec en 1999 ont été compilées par le MENV (Charbonneau et coll. 2000, 2001). Selon ces sources, 788 635 tonnes humides de biosolides et ACM ont été épandues sur des sols agricoles en 1999, ce qui correspond à 683 502 (87%) tonnes humides de biosolides et 105 133 (13%) tonnes humides d'amendements calciques ou magnésiens. Les superficies de sols agricoles réceptrices de ces matières représenteraient 2,3% de toutes les superficies agricoles du Québec. Les régions dont la plus grande proportion de superficies agricoles est concernée sont le Saguenay-Lac-St-Jean, l'Estrie, la Mauricie, la région de Québec et l'Outaouais (de 4,1 à 1,7% pour les MRF totales). Les MRF sont essentiellement utilisées, en terme de proportion de superficies traitées, pour les grandes cultures, la culture maraîchère et la culture de pomme de terre.

En tout, 21% des biosolides de papetières, 73%, des biosolides municipaux, 67% des biosolides et résidus d'abattoirs, et 100% des autres biosolides et résidus agro-alimentaires valorisés en 1999 sont de catégorie C2. Les biosolides municipaux hors catégorie (au moins une concentration >C2) représentent 9% des biosolides municipaux. Quant aux ACM, 67% des cendres, 100% des poussières de cimenteries, 100% des autres résidus calciques et magnésiens (boues de chaux et chaux hydratée des papetières) et 100% des résidus magnésiens sont de catégorie C2. Les cendres hors catégorie (>C2) représentent 27% des cendres valorisées (Charbonneau et coll., 2001).

Le classement des MRF dans la catégorie C2 est dû au dépassement du critère C1 par au moins un des contaminants, et les contaminants responsables varient suivant l'origine de la MRF. Ainsi :

- Les concentrations *moyennes*¹ de contaminants dans les biosolides de papetières valorisés en 1999 (biosolides mixtes et secondaires, biosolides primaires et de désencrage) sont de catégorie C1. Les concentrations *maximales*² de cadmium, molybdène et sélénium (biosolides mixtes et secondaires) et les concentrations maximales de cuivre (tous les biosolides) sont de catégorie C2.
- Les concentrations *moyennes* de contaminants dans les biosolides municipaux et de fosses septiques (sauf les biosolides municipaux granulés (BMG) de la CUO, de la CUM et de la CUQ³ qui n'étaient pas valorisés en 1999 en agriculture) sont de catégorie C1, sauf pour le cadmium, le cuivre et le mercure. Les concentrations *maximales* d'arsenic, de mercure, de molybdène, de plomb, de sélénium et de zinc sont également supérieures au critère C1, et les concentrations maximales de cadmium et de cuivre sont supérieures au critère C2⁴.

¹ La concentration « moyenne » correspond à la moyenne, à l'échelle provinciale, des concentrations moyennes mesurées dans les différentes MRF valorisées en 1999 (selon Charbonneau et Hébert, 2000)

² La concentration « maximale » correspond à la concentration moyenne mesurée dans les MRF valorisées au Québec en 1999 qui est la plus élevée parmi toutes les concentrations moyennes mesurées dans la province pendant la même période (pour le même type de MRF) (selon Charbonneau et Hébert, 2000).

³ Communautés urbaines de l'Outaouais, de Montréal et de Québec, respectivement

⁴ La valorisation de biosolides dépassant le critère C2 a été permise par le MENV car il s'agirait de fonds de lagunes qui ne sont pas susceptibles d'être utilisés régulièrement (Marc Hébert, communication personnelle).

- Dans les autres biosolides, toutes les concentrations *moyennes* sont de catégorie C1 sauf pour le molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-alimentaires) et le cuivre (compost). Les concentrations *maximales* qui sont de catégorie C2 sont les concentrations de cadmium (autres biosolides et résidus agro-alimentaires), de cuivre (tous ces biosolides), de molybdène (biosolides et résidus d'abattoirs, et autres biosolides et résidus agro-alimentaires) et de zinc (biosolides et résidus d'abattoirs, et compost).
- Dans tous les amendements calciques et magnésiens (cendres et autres amendements calciques et magnésiens provenant des papetières, poussières de cimenterie), les concentrations *moyennes* de tous les contaminants sont inférieures à la concentration maximale permise correspondant à leur pouvoir neutralisant. Seule la concentration *maximale* de zinc dans les cendres dépasse la concentration permise.

Évaluation des risques à la santé liés à l'utilisation régulière de MRF dont la concentration de cadmium ou de dioxines/furannes est égale à la concentration maximale permise au Québec

Deux approches ont été utilisées pour estimer les impacts de l'application des critères provisoires sur la santé. La première consistait à estimer l'impact de l'utilisation des MRF sur le niveau de contamination des sols agricoles pour tous les contaminants visés par les critères et à comparer les concentrations totales dans le sol avec celles recommandées par le CCME (chapitre IV). La seconde consistait à estimer les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés par la valorisation agricole de MRF (section V), en se basant sur les *Lignes directrices* pour l'évaluation du risque émises par le MSSS (1999). Ces estimations ont été réalisées en se basant sur les critères et normes en vigueur au Québec. Pour ces deux approches, la pratique de fertilisation avec des MRF a été envisagée sur une période de 100 ans.

❖ Impact de l'utilisation des MRF sur le niveau de contamination des sols agricoles (chapitre IV)

Les *charges* de contaminants apportées aux sols par la valorisation des MRF et les *concentrations* de contaminants présents dans les sols après 100 ans de fertilisation ont été estimées en considérant que des biosolides (de papetières ou municipaux), des ACM et des engrais minéraux étaient appliqués régulièrement à des taux agro-environnementaux moyens^{5,6}. Ces estimations ont été faites pour quatre types de scénarios, qui diffèrent uniquement par les concentrations de contaminants dans les différentes MRF (biosolides et ACM). Ces concentrations étaient i) les concentrations moyennes mesurées dans ces MRF en 1999 (scénario « moyen »), ii) les concentrations maximales mesurées dans ces MRF en 1999 (scénario « maximal »), iii) les concentrations égales au critère C1 pour les biosolides et les concentrations maximales permises par la certification BNQ en fonction du pouvoir neutralisant pour les ACM

⁵ Répondant aux besoins agronomiques (grilles du CPVQ) et respectant les contraintes environnementales (RRPOA)

⁶ Scénario avec biosolides de papetières : 3,9 t m.s./ha-an de biosolides de papetière + 0,53 t m.s./ha-an pour les ACM + 0,35 t m.s./ha-an pour les engrais minéraux; Scénario avec biosolides municipaux : 1,0 t m.s./ha-an de biosolides municipaux, 0,55 t m.s./ha-an pour les ACM + 0,41 t m.s./ha-an pour les engrais minéraux

(scénario « critères C1 ») et iv) les concentrations égales au critère C2 (dans le cas des biosolides de papetières, les concentrations de 37% des biosolides sont égales au critère C1) et les concentrations maximales permises par la certification BNQ en fonction du pouvoir neutralisant pour les ACM (scénario « critères C2 »). Un cinquième scénario a aussi été envisagé, lequel consiste à appliquer 4,4 t/ha-an de biosolides de concentration critère C2 (scénario C2*), mais celui-ci pouvant entraîner le non respect des contraintes agro-environnementales, nous ne l'avons pas considéré pour en tirer nos conclusions.

Les charges de contaminants apportées dans les sols par la fertilisation avec MRF ont été comparées aux charges apportées par une fertilisation traditionnelle avec engrais de ferme⁷. Les concentrations totales (concentration bruit de fond + concentration additionnelle due aux MRF) de métaux⁸ ont quant à elles été comparées avec les concentrations maximales recommandées par le CCME (1997) dans les sols agricoles (ces concentrations sont basées sur la protection de la santé humaine (arsenic, cadmium, mercure) ou sur la protection de l'environnement (chrome, cuivre, plomb et zinc)) et avec les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations observées dans les sols agricoles du Québec (Giroux et coll. 1992).

Les résultats démontrent que, **lorsque les MRF (biosolides et ACM) sont appliquées selon des taux agro-environnementaux :**

♦ **Pour l'ensemble des métaux^{9,10} :**

- Avec des **biosolides et des ACM dont les concentrations de métaux correspondent aux concentrations mesurées dans les MRF utilisées actuellement au Québec**, les *charges* de métaux apportées après 100 ans de fertilisation sont significativement plus importantes que celles apportées par la fertilisation traditionnelle qui utilise des engrais de ferme. Cependant, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation demeurent **inférieures** aux concentrations recommandées par le CCME (1997), sauf pour le cadmium dans le scénario des biosolides de papetières (concentration *maximale*) et pour le cadmium et le cuivre dans le scénario des biosolides municipaux (concentration *maximale*)¹¹. Les concentrations totales de cadmium demeurent cependant du même ordre de grandeur que la valeur du 95^{ème} centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles du Québec.

⁷ 1,26 t m.s./ha-an pour les engrais de ferme + 0,52 t m.s./ha-an pour la chaux agricole + 0,38 t m.s./ha-an d'engrais minéraux.

⁸ Des données analogues ne sont pas disponibles pour les dioxines/furannes

⁹ Tous les métaux qui font l'objet des *Critères provisoires* ont été évalués à l'exception du sélénium pour lequel les concentrations dans la chaux agricole ne sont pas connues.

¹⁰ Le CCME n'ayant pas établi de recommandations quant aux concentrations de molybdène et de nickel dans les sols agricoles, nous n'avons pas pu déterminer si les concentrations de ces métaux après 100 ans de fertilisation avec des MRF étaient trop élevées ou non par rapport aux risques à la santé ou aux risques à l'environnement.

t m.s./ha-an d'engrais minéraux (taux agro-environnementaux)

¹¹ Dans ces cas d'exception, les concentrations de ces métaux dans les biosolides étaient soit plus élevées que les critères C1 (cadmium dans les biosolides de papetières), soit plus élevées que les critères C2 (cadmium et cuivre dans les biosolides municipaux).

- Avec des **biosolides dont la concentration en métaux est égale aux critères C1 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation **ne dépassent pas** les recommandations du CCME (1997) ou, si elles les dépassent (cadmium, chrome et zinc), elles sont généralement du même ordre de grandeur que les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations actuellement mesurées dans les sols agricoles du Québec (sauf le zinc provenant des biosolides de papetières pour lequel la concentration totale est deux fois plus élevée que le 95^{ème} centile).
- Avec des **biosolides dont la concentration en métaux est égale aux critères C2 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, les *concentrations totales* de métaux estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation **excèdent** les concentrations recommandées par le CCME (1997) et les valeurs du 95^{ème} centile des concentrations mesurées dans les sols agricoles du Québec pour six des sept métaux évalués par le CCME dans le scénario des biosolides de papetières (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb, zinc), et pour quatre métaux dans le scénario des biosolides municipaux (cadmium, chrome, cuivre et zinc). **Dans le scénario des biosolides de papetières, les concentrations totales d'arsenic, de cadmium et de chrome dépassent les recommandations du CCME basées sur la protection de la santé humaine.**

♦ **Pour les dioxines/furannes¹² :**

- Avec des **biosolides et des ACM dont les concentrations de dioxines/furannes correspondent aux concentrations mesurées dans les MRF utilisées actuellement au Québec**, les *concentrations totales* de dioxines/furannes estimées dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec des MRF sont du même ordre de grandeur que la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles.
- Avec des **biosolides dont la concentration en dioxines/furannes est égale aux critères C1 ou aux critères C2 et des ACM dont la concentration est égale à la valeur maximale permise par la certification BNQ**, la *concentration totale* de dioxines/furannes estimée dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation **dépasse** la concentration moyenne estimée pour les sols agricoles.

❖ **Évaluation de risques à la santé pour un individu fortement exposé, menée de façon spécifique au contexte québécois (chapitre V)**

Les risques à la santé associés au cadmium et aux dioxines/furannes apportés dans les sols agricoles par l'utilisation de MRF (biosolides de papetières de concentration C1 et/ou C2 utilisés

¹² Le CCME (1997) n'ayant pas présenté de recommandations quant à la concentration maximale de dioxines/furannes souhaitable dans les sols agricoles, nous n'avons pas pu les comparer avec les concentrations totales obtenues après 100 ans de fertilisation avec des MRF.

conjointement avec des ACM de concentration maximale permise par la certification BNQ) ont été estimés pour un individu fortement exposé (IFE), lequel est exposé pendant les 75 dernières années d'une période d'utilisation de MRF de 100 ans. L'IFE est un agriculteur né à la ferme, qui a passé sa vie à la ferme et qui utilise des MRF pour fertiliser ses sols. Il vit dans une région en déficit d'engrais de ferme. Durant les 25 premières années de la période d'épandage de MRF, la mère de l'IFE (âgée de 0 à 25 ans) est exposée selon les mêmes scénarios que ceux décrits pour l'IFE (sauf les scénarios reliés au travail dans les champs) (section V-2.2). La dose totale d'exposition de la mère est prise en compte pour estimer le niveau de contamination du lait maternel par les dioxines/furannes (nous avons considéré que l'IFE est allaité durant 1 an).

Les voies d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes que nous avons considérées sont l'ingestion (sol, végétaux, produits animaux, poisson, eau), l'inhalation de poussières (travailleurs), l'inhalation de vapeurs (dioxines/furannes seulement) et le contact cutané (dioxines/furannes seulement). Les risques ont été estimés en considérant des scénarios de fertilisation représentatifs d'une utilisation maximale de MRF dans le respect des réglementations en vigueur, en tenant compte de la dispersion des contaminants dans l'environnement (air, eau sol, aliments) et en utilisant des données moyennes d'exposition pour représenter l'IFE.

Dans l'approche retenue pour évaluer les critères C2 et C1¹³, nous nous sommes basées sur des **taux d'application agro-environnementaux moyens** pour toutes les matières fertilisantes (biosolides, ACM et engrais minéraux¹⁴), lesquels ont été obtenus en considérant que chaque type de culture¹⁵ pour laquelle nous avons un scénario représentait 25% des cultures qui seraient pratiquées à long terme sur les sols d'une large zone (pouvant inclure les sols agricoles de plusieurs fermes). Cela nous a permis de travailler dans un contexte global et dans des conditions de fertilisation qui maximisent l'utilisation des MRF, mais qui pourraient être rencontrées tout en respectant les recommandations agronomiques du CPVQ et les contraintes environnementales actuelles ou devant être respectées dans les années à venir (cas du RRPOA).

Par conséquent, cette approche représente **une situation de fertilisation avec des MRF dans une région en déficit d'engrais de ferme**, dans laquelle des agriculteurs auraient recours aux MRF pour fertiliser adéquatement leurs sols. **Le taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides de papetières (3,9 t m.s./ha-an) est une moyenne mathématique représentant la quantité moyenne de biosolides épandus sur une zone comprenant plusieurs parcelles de sol, utilisées pour des cultures différentes. Il permet d'estimer un niveau de contamination global** et de travailler dans un cadre représentatif de l'activité des agriculteurs utilisant des MRF, lesquels peuvent être amenés à pratiquer plusieurs types de cultures à la fois, et donc à être en contact (directement ou par ingestion de denrées contaminées) avec plusieurs parcelles dont le niveau de contamination peut être différent. De plus,

¹³ Dans la section V-2 de ce rapport, les critères C2 ont été évalués selon de deux façons différentes (« première approche » et « deuxième approche »). Toutefois, la conclusion et les recommandations ne sont basées que sur les résultats obtenus avec la « deuxième approche », qui est celle résumée ici (basée sur utilisation de taux d'application agro-environnementaux pour toutes les matières fertilisantes). Par conséquent, nous avons préféré ne pas aborder, dans ce chapitre, les résultats obtenus avec la « première approche ».

¹⁴ Les apports de cadmium et dioxines/furannes dus aux engrais minéraux étant négligeables comparés aux apports dus aux MRF (moins de 1%), nous ne mentionnons pas ces matières fertilisantes dans nos résultats.

¹⁵ Maïs-soya, orge-prairie, carotte-chou-oignon et pomme de terre-orge (voir chapitre IV)

l'estimation de la contamination du milieu (air, eau) nécessite de travailler dans un contexte global et non avec une seule parcelle.

Les valeurs des concentrations de cadmium et de dioxines/furannes dans les biosolides ont été fixées égales aux valeurs des critères provisoires C1 et/ou C2, suivant le cas. Pour ce qui est des **concentrations dans les ACM, nous avons retenu les concentrations maximales permises par la certification BNQ** (en fonction de leur pouvoir neutralisant) car plusieurs ACM sont déjà certifiés et mis sur le marché. Pour les engrais minéraux, nous avons utilisé les valeurs de concentration moyenne mesurées spécifiquement pour les besoins de cette étude. Cependant, leur impact est tellement négligeable sur la contamination du sol que quelle que soit la valeur utilisée (concentration moyenne ou maximale), cela n'a aucun effet significatif sur la contamination du sol par le cadmium ou les dioxines/furannes lors de l'utilisation conjointe de MRF.

Les modèles utilisés (incluant les algorithmes et les valeurs numériques) pour estimer les doses d'exposition **ont été validés en comparant la dose bruit de fond estimée pour l'IFE avec les doses bruit de fond estimées pour le Canadien moyen** par Santé Canada (cadmium) ou par des spécialistes canadiens des dioxines/furannes. Comme l'ont montré les résultats présentés dans les tableaux V-75 et V-87 (pour des non fumeurs), nos estimations sont tout à fait comparables à celles des autres auteurs, et ne conduisent donc ni à une sous-estimation, ni à une surestimation¹⁶.

Pour chaque approche utilisée, nous avons estimé séparément la concentration de cadmium et dioxines/furannes due au bruit de fond et due aux MRF dans les aliments et l'eau, afin de faire ressortir les effets de la valeur critère sur la contamination des denrées alimentaires. Selon la deuxième approche utilisée pour l'évaluation des critères C2¹⁷, **une augmentation substantielle de la concentration de ces contaminants a été estimée dans les aliments** (augmentation moyenne comprise entre 28% (cadmium) et 65% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années, et entre 131% (cadmium) et 148% (dioxines/furannes) pour les 75 dernières années (tableaux V-91 et V-94). Si la totalité des biosolides étaient de concentration égale à C1¹⁸, ces augmentations seraient comprises entre 17% (cadmium) et 30% (dioxines/furannes) pour les 25 premières années et entre 69% (dioxines/furannes) et 77% (cadmium) pour les 75 dernières années (tableaux V-98 et V-101).

Les impacts sur la contamination de l'eau souterraine sont insignifiants. La contamination de l'eau de surface est augmentée de 0,2% (cadmium) à 1,6% (dioxines/furannes) sur les 25 premières années d'utilisation des biosolides C2 (deuxième approche) et de 1% (cadmium) à 8% (dioxines/furannes) sur les 75 dernières années (tableaux V-91 et V-94). Pour les biosolides C1, ces augmentations sont de 0,1% (cadmium) à 0,8% (dioxines/furannes) et de 0,5% (cadmium) à 3,6% (dioxines/furannes) sur les 25 premières et 75 dernières années respectivement. Les

¹⁶ Le fait que ces validations soient situées dans la section correspondant aux taux d'application maximum des MRF n'a pas d'impact sur ces résultats, car le bruit de fond est estimé de la même façon pour les trois évaluations (première et deuxième approche C2 et évaluation des critères C1)

¹⁷ 2,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C2, 1,45 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

¹⁸ 3,9 t/ha-an de biosolide de concentration égale à C1, 0,525 t/ha-an d'ACM de concentration maximale selon certification BNQ (taux d'application agro-environnementaux moyens)

pourcentages d'augmentations sont les mêmes dans la chair des poissons vivant dans cette eau de surface. Ces valeurs correspondent à des augmentations moyennes sur une période de 25 ou de 75 ans. Ainsi, l'augmentation sera moindre au début de la période, et plus élevée à la fin de la période.

Dans les régions agricoles, l'eau bue par les riverains serait le plus souvent de l'eau souterraine et non de l'eau de surface (Marc Hébert, communication personnelle). Toutefois, nous avons effectué les estimations avec l'eau de surface, qui était plus fortement contaminée, afin de rester conservateur. Cela entraîne une sur-estimation de la dose reçue par ingestion d'eau, dose qui est cependant suffisamment négligeable¹⁹ par rapport à la dose totale d'exposition au cadmium et aux dioxines/furannes pour que ce choix n'ait pas d'influence significative sur l'estimation du risque. De même, l'ingestion de poisson contaminé par les MRF (qui représente environ 20% de la consommation annuelle totale de poisson par l'IFE) ne contribue pas de façon significative au risque associé à la dose totale de cadmium ou de dioxines/furannes²⁰.

Les résultats de nos estimations (section V-2.5) indiquent que **96% à 100% de la dose d'exposition de l'IFE au cadmium provient de l'ingestion de végétaux et de produits d'animaux terrestres**. L'ingestion d'eau, de poisson et de sol et l'inhalation sont des voies négligeables (sauf l'ingestion de sol chez les enfants). Par conséquent, une augmentation de la contamination des aliments a un impact direct et notable sur la dose d'exposition totale des consommateurs de ces produits.

En ce qui concerne les dioxines/furannes, l'ingestion de végétaux et de produits animaux terrestres représente 74,6% de la dose d'exposition de l'IFE, et le poisson 2%. L'ingestion de lait maternel représente 21% de la dose d'exposition totale due aux MRF (la concentration de dioxines/furannes dans le lait maternel a été estimé à partir de la dose absorbée par la mère durant les 25 premières années, et due uniquement aux MRF). L'ingestion d'aliments est donc, comme pour le cadmium, la principale voie d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes.

Pour la majeure partie de la population qui consomme une très faible proportion de denrées alimentaires produites au contact de MRF, le risque est donc atténué par rapport à celui estimé pour l'IFE. Cependant, comme les populations vivant en milieu rural sont susceptibles de s'approvisionner en bonne partie auprès des agriculteurs, elles seront amenées à consommer des proportions de denrées contaminées qui seront de l'ordre des proportions que nous avons utilisées pour l'IFE (dans les régions en déficit d'engrais de ferme)²¹, et leur niveau de risque sera comparable à celui estimé pour l'IFE.

¹⁹ 0,005% de la dose totale de cadmium pour tranche 7 mois - 4 an et <0,001% de la dose de dioxines/furannes due aux MRF, selon la deuxième approche d'évaluation des critères C2 (tableau V-92 et V-95).

²⁰ L'ingestion de poisson représente 0,007% de la dose totale de cadmium pour la tranche d'âge 7 mois – 4 ans, et 2% de la dose de dioxines/furannes apportées par les MRF, selon la deuxième approche pour évaluation des critères C2 (tableau V-92 et V-95).

²¹ Dans le cas de l'IFE, la consommation de denrées alimentaires produites en contact avec les MRF est comprise entre 17 et 31% pour les végétaux cultivés au Québec et entre 25 et 50% pour les produits animaux.

Les résultats de l'évaluation de risque menée de façon spécifique au contexte québécois et à partir du taux d'application agro-environnemental moyen des biosolides de papeteries ont montré que :

- (i) **Lors de l'utilisation conjointe²² de biosolides C2, de biosolides C1** (concentrations de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C2 (63%) ou C1 (37%)*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ), **selon des taux d'application agro-environnementaux moyens²³,**
- La dose d'exposition de l'IFE au cadmium pour les enfants âgés de 7 mois à 4 ans est supérieure à la dose de référence établie par la banque de données IRIS de l'U.S.EPA (tableau V-92),
 - La dose d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes conduit à un risque d'excès de cancers (de $7,2 \times 10^{-4}$ à $4,1 \times 10^{-6}$) supérieur au risque d'excès de cancers de 1 cas sur 1 million (1×10^{-6}) (tableau V-96), et qui correspond à une augmentation de 65% du risque déjà existant et dû à l'exposition bruit de fond (ce risque est déjà supérieur à 1×10^{-6}).
 - Suite à ces résultats, nous avons utilisé le même scénario pour évaluer les critères C1.
- (ii) **Lors de l'utilisation conjointe⁸⁴ de biosolides C1** (concentration de *cadmium* et de *dioxines/furannes* égales aux *critères C1*) **et d'amendements calciques ou magnésiens** (concentrations maximale permise par la certification BNQ) **selon des taux d'application agro-environnementaux moyens²⁴,**
- La dose d'exposition de l'IFE au cadmium est inférieure à la dose de référence, pour tous les groupes d'âge (tableau V-99),
 - La dose d'exposition de l'IFE aux dioxines/furannes conduit à un risque d'excès de cancers (de $4,0 \times 10^{-4}$ à $2,2 \times 10^{-6}$) supérieur au risque d'excès de cancers de 1×10^{-6} (tableau V-103) et qui correspond à une augmentation de 36% du risque déjà existant dû à l'exposition bruit de fond (ce risque est déjà supérieur à 1×10^{-6}).

Nous rappelons que les doses d'exposition retenues correspondent à des doses moyennes estimées sur une période de 25 ou de 75 ans à partir de la concentration moyenne dans le milieu durant chaque période. Ainsi, l'augmentation sera moindre au début de la période, et plus élevée à la fin de celle-ci.

Il ressort de ces évaluations de risque que (i) **pour le cadmium**, le critère C1 (3 mg/kg m.s.) est acceptable, mais le critère C2 (10 mg/kg m.s.) est trop élevé car l'utilisation de biosolides dont le niveau de contamination correspond à ce critère conduit à une dose d'exposition supérieure à celle recommandée par des organismes de santé reconnus et (ii) **pour les dioxines/furannes**, les

²² Les scénarios comprennent aussi des engrais minéraux, mais leur contribution à la contamination des sols est négligeable comparée à la contribution des MRF.

²³ 2,45 t/ha-an de biosolide C2, 1,45 t/ha-an de biosolide C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

²⁴ 3,9 t/ha-an de biosolides C1 et 0,525 t/ha-an d'ACM

critères C1 et C2 (17 et 27 ou 50 ng EQT/kg m.s., respectivement) conduisent tous deux à un risque d'excès de cancers supérieur à 1×10^{-6} ; si l'on considère que le risque d'excès de cancer dû à l'exposition brute de fond aux dioxines/furannes est déjà supérieur à 1×10^{-6} , il serait préférable de réduire au maximum les apports de dioxines/furannes dans l'environnement.

Cependant, les estimations étant basées sur le taux d'application des biosolides de papetières, qui est plus élevé que le taux d'application des biosolides municipaux, le risque associé à l'utilisation de biosolides municipaux dont la concentration en cadmium serait égale au critère C2 conduirait à un niveau de risque semblable à celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (dose d'exposition inférieure à la dose de référence pour toutes les tranches d'âge de l'IFE). En ce qui concerne les dioxines/furannes, le niveau de risque serait également de l'ordre de grandeur de celui estimé pour le critère C1 pour les biosolides de papetières (soit une augmentation d'environ 36% du risque d'excès de cancer dû aux dioxines/furannes déjà existant).

RECOMMANDATIONS

Selon les informations recueillies au cours de cette étude, il apparaît que les biosolides sont une alternative intéressante à l'apport de matière organique et de nutriments lorsque les engrais de ferme ne sont pas disponibles et que la valorisation de matières résiduelles présentant une valeur agronomique permet de réduire l'enfouissement et l'incinération.

Toutefois, si la valorisation agricole de ces MRF est intéressante d'un point de vue agronomique, il faut aussi s'assurer que l'utilisation agricole des MRF ne risque pas, à court, moyen ou long terme, de conduire à une contamination chimique des sols qui serait dommageable à la qualité des aliments produits et à la santé humaine. Une telle contamination serait irréversible et il serait regrettable que les générations futures aient à y faire face. Nous ne sommes pas habilitées à déterminer si les concentrations estimées dans les sols à long terme présentent un risque pour la croissance des cultures, mais ce mandat a été rempli par le CEAEQ. Les critères provisoires relatifs aux teneurs en organismes pathogènes n'ont pas été évalués lors de cette étude et devraient faire l'objet d'une évaluation poussée par des intervenants de la santé.

Par contre, sur la base de nos estimations concernant

- i) l'augmentation des concentrations de cadmium et dioxines/furannes dans les sols agricoles après 100 ans de fertilisation avec MRF et le dépassement, pour certains contaminants (arsenic et cadmium), des valeurs maximales recommandées par le CCME basées sur la protection de la santé humaine,
- ii) l'augmentation moyenne de la concentration de cadmium et dioxines/furannes dans les aliments sur les 25 ou les 75 dernières années d'une période d'épandage de MRF de 100 ans,
- iii) les risques à la santé associés majoritairement à la consommation d'aliments contaminés (qui présente la voie prépondérante d'exposition) par le cadmium et les dioxines/furannes,

et considérant le fait que

- les critères provisoires C2 sont supérieurs aux critères B (cadmium, mercure, nickel, et dioxines/furannes) et aux critères C (arsenic, chrome, cuivre, molybdène, sélénium et zinc) de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MENV (1998), que le critère C1 pour les dioxines/furannes est supérieur au critère B de cette *Politique*, et que
- l'exposition aux dioxines/furannes due au bruit de fond conduit déjà à un risque d'excès de cancer supérieur à un cas sur un million,

nous émettons les recommandations suivantes :

1. Le critère C2 du cadmium (10 mg/kg m.s.) est trop élevé pour la valorisation des biosolides en agriculture, considérant i) les conclusions de notre évaluation des risques à la santé humaine associés à l'utilisation de biosolides de papetières de concentration égale au critère C2²⁵ (dose d'exposition de l'IFE supérieure à la dose de référence) et ii) le fait que la concentration totale de cadmium dans les sols après 100 ans de fertilisation avec des biosolides de papetières²⁵ conduit à un dépassement substantiel de la concentration recommandée par le CCME (1997) dans les sols agricoles (recommandation basée sur la protection de la santé humaine). La quantité maximale de cadmium pouvant être apportée sur les sols agricoles par les biosolides devrait donc être revue à la baisse. L'utilisation de biosolides de concentration égale au critère C1 (3 mg/kg m.s.), dans les mêmes conditions que celles utilisées pour évaluer le critère C2, ne conduit ni au dépassement du critère CCME dans le sol, ni au dépassement de la dose de référence pour le cadmium, et pourrait constituer une concentration limite acceptable.

2. Les sous-critères C2 des dioxines/furannes (27 et 50 ng EQT/kg m.s.) sont trop élevés pour la valorisation des biosolides en agriculture. En effet, les évaluations de risques à la santé ont démontré que la valorisation de biosolides de papetières de concentration égale aux critères C2²⁵ était associée à un risque d'excès de cancers supérieur à celui généralement considéré comme négligeable par des organismes de santé reconnus (1 cas de cancer sur 1 million de personnes). Actuellement, l'exposition bruit de fond des Québécois à ces substances conduit déjà à un risque d'excès de cancer supérieur à 1 cas sur 1 million, ce qui devrait nous inciter à réduire les apports de dioxines/furannes dans l'environnement. L'utilisation du critère C1 des dioxines/furannes (17 ng EQT/kg m.s.) pourrait constituer une première limite acceptable. Les concentrations de dioxines/furannes mesurées actuellement dans les MRF ne dépassant pas 13 ng EQT/kg m.s., cette valeur pourrait être ultérieurement retenue comme concentration limite maximale.

²⁵ Avec des amendements calcaïques ou magnésiens de concentration maximale permise par la certification BNQ.

3. ***Le critère C2 de l'arsenic (75 mg/kg m.s.) est trop élevé pour la valorisation de biosolides en agriculture, car la concentration totale d'arsenic dans les sols agricoles estimée après 100 ans de fertilisation avec biosolides de papetières de concentration égale au critère C2²⁵ est supérieure à la recommandation du CCME (1997) basée sur la protection de la santé humaine. La quantité maximale d'arsenic pouvant être apportée sur les sols agricoles par les biosolides devrait donc être revue à la baisse. L'utilisation régulière de biosolides de concentration égale au critère C1 (13 mg/kg m.s.), dans les mêmes conditions que celles utilisées pour évaluer le critère C2, ne conduit pas au dépassement du critère CCME dans le sol et pourrait constituer une concentration limite acceptable.***
4. ***Les critères C1 et C2 pour le chrome, le cuivre, le plomb et le zinc devraient être revus sur la base d'une évaluation du risque écotoxicologique, car les concentrations totales estimées dans les sols lors de l'application des critères C2²⁵ sont plus élevées que les recommandations du CCME (1997) basées sur la protection de l'environnement.***

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Abt Associates Inc, 1999. Risk analysis for the round two biosolids pollutants. 133 pages. Préparé pour l'U.S.EPA.
- Abt Associates Inc. (Cambridge, MA), 1992. Human health risk assessment for the use and disposal of sewage sludge: benefits of regulation. 311 pages. Préparé pour l'U.S.EPA.
- Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1993. Loi sur les engrais. L.C. 1993
- Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1996. Circulaire à la profession T-4-93: Normes pour les métaux dans les engrais et les suppléments.
- Agriculture et agro-alimentaire Canada, 1997. Règlement sur les engrais. C.R.C., c.666.
- Alberta Environmental Protection, 1994. Trace element concentrations in Alberta agricultural soils - summarized file data. 3 pages. Soil Protection Branch.
- Anonyme, 2000. L'épandage des boues d'épuration pourrait représenter des risques réels. Le Monde, 12 avril 2000.
- ATSDR, 1998. Toxicological profile for chlorinated dibenzo-p-dioxins (update). U.S. Department of Health and Human Services, december 1998. 678 pages et annexes.
- ATSDR, 1999. Toxicological profile for cadmium (update). U.S. Department of Health and Human Services, july 1999
- Baes, III. C. F. et coll., 1984. A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture. Oak ridge national laboratory.
- Baribeau, R., Liard, A., Forget, C., Robitaille, A., Lahaie, A., Lessard, R., Fournier, G., et Sophasat, V., 1998. Valorisation agricole des biosolides de l'usine Norkraft - Essais 1997 et 1998. 16 pages et annexes. Domtar projet #3030, rapport de recherche #2999.
- Beauchemin, S., Laverdière, M. R., Sclaire, C., et (Cogisol Inc.), 1993. Revue de littérature sur les métaux, l'azote et le phosphore dans les boues d'origine municipale, de pâtes et papiers et de désencrage en prévision de leur valorisation en milieux agricole et forestier. 95 pages et annexes.
- Belcher, G. D. et Travis, C. C., 1991. An uncertainty analysis of food chain exposures to pollutants emitted from municipal waste combustors. In: Health effects of municipal waste incineration, Hattemer-Frey, H.A. & Travis, C. (Eds.). CRC Press, Boca Raton, chap. 11, pp.211-235.
- Bidwell, A. D. et Dowdy, R. H., 1987. Cd and Zn bioavailability to corn following termination of sewage sludge applications. J. Environ. Qual. 16: 438-442.
- Birmingham, B., 1989. Dietary intake of PCDD and PCDF from food in Ontario, Canada. Chemosphere 19: 507-512.

- Birmingham, B., 1990. Analysis of PCDD and PCDF patterns in soil sample: use in the estimation of the risk of exposure. *Chemosphere* 20: 807-814.
- Bonzom, J.-M., Granger, F., et Gadbois, A., 1999. Valorisation sylvicole des boues municipales - Impacts sur la faune. 28 pages. Rapport #EN990258.
- BPR Groupe conseil et GREPA, 1999a. Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec. 157 pages. Préparé pour l'Union des producteurs agricoles (UPA).
- BPR Groupe-conseil et GREPA, 1999b. Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec: portrait régionaux. Préparé pour l'Union des producteurs agricoles (UPA).
- Brown, S. L., Chaney, R. L., Lloyd, C. A., Angle, J. S., et Ryan, J. A., 1996. Relative Uptake of Cadmium by Garden Vegetables and Fruits Grown on Long-Term Biosolid-Amended Soils. *Environ. Sci. Technol.* 30: 3508-3511.
- Buchet, J. P., Lauwerys, H., Roels, H., et coll., 1990. Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet* 336: 699-702.
- Bureau de normalisation du Québec, 1997. Norme nationale du Canada - Amendements organiques - composts. CAN/BNQ 0413-200.
- Bureau de normalisation du Québec, 2000a. Norme - Amendements calciques ou magnésiens provenant de procédés industriels. CAN/BNQ 0419-090.
- Bureau de normalisation du Québec, 2000b. Norme nationale du Canada - Amendements organiques - Biosolides municipaux granulés. BNQ 0413-400-4.
- Carrier, G. 91. Réponse de l'organisme humain aux BPC, dioxines et furannes et analyse des risques toxiques, *Le Passeur*. 484 pages. ISBN 2-9801068-6-0.
- CCME, 1997. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols. 169 pages.
- Chang, A. C., Hae-nam-Hyun, et Page, A. L., 1997. Cadmium uptake for Swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb? *J. Environ. Qual.* 26: 11-19.
- Charbonneau, H. et Hébert, M. MENV, 2000. Communication personnelle sur les données brutes de la valorisation des MRF en 1999 au Québec.
- Charbonneau, H., Hébert, M., et Jaouich, A., 2000. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec – partie 1 : aspects quantitatifs. *Vecteur environnement*, vol. 33, no. 6, nov. 2000. pp. 30-51.
- Charbonneau, H., Hébert, M., et Jaouich, A., 2001. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec – partie 2 : contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur environnement*, vol. 34, no. 1, janv. 2001. pp. 56-60.
- Choinière, J. et Beaumier, M., 1997. Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec. 28 pages et annexes. Ministère des Ressources naturelles.
- Cielinski, G., Mercik, S., et Neilsen, G., 1994. Effect of soil application of cadmium contaminated limes on soil cadmium distribution and cadmium concentration in strawberry leaves and fruit. *J. Plant Nutrition* 17: 1095-1110.

- Communauté urbaine de Montréal, 1986. Règlement relatif à l'assainissement de l'air. Règlement 90.
- Conseil des Productions Végétales du Québec, 1996. Grilles de référence en fertilisation - 2ème édition. 128 pages. AGDEX 540.
- Conseil Fédéral Suisse, 1998. Ordonnance sur les atteintes portées aux sols. 1-11. RS814.12.
- Cook, J. et Beyea, J., 1998. Potential toxic and carcinogenic chemical contaminants in source-separated municipal solid waste composts: review of available data and recommendations. *Toxicol. Environ. Chem.* 67: 27-69.
- Couillard, D., Chouinard, P., et Roy, M., 1995. Évaluation environnementale et sylvicole de différentes pratiques de valorisation des boues de station d'épuration des eaux usées urbaines en érablières et en plantations de sapins de Noël. 399 pages. INRS-Eau #438.
- CRIQ, 1994. Caractérisation de certains composts commerciaux disponibles au Québec. 19 pages et annexes. Centre de recherche de l'industrie du Québec.
- CUM, 2000. Rencontre avec des représentants de la station d'épuration des eaux usées de la Communauté urbaine de Montréal.
- Dann, T., 1998. Mesure des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et des polychlorodibenzofurannes (PCDF) dans l'air ambiant du Canada (1987-1997). Santé Canada.
- Department of Environmental Protection (Maine), 1999. Agronomic utilization of residuals. -. 06-096 CMR, chapter 419.
- Désilets, L., 2000. La valorisation des résidus de papetières: état de la situation et perspectives. In: Colloque sur les biosolides. Les biosolides: une richesse pour nos sols. Montebello, 16-17 mars 2000, Conseil des Productions Végétales du Québec (Eds.). pp.7-19.
- Duvaud, E., Mugnier, E., Gazzo, A., Aubain, P., and Wiart, J., 1999. Situation du recyclage agricole des boues d'épuration urbaines en Europe et dans divers autres pays du monde, ADEME (Ed.), ADEME éditions, Paris. ADEME 9875031, 154 pages. ISBN 2-86817-408-6.
- Environment Canada, 1996. Canadian Soil Quality Guidelines for Cadmium: Environmental Supporting Document - Final Draft, December 1996. 34 pages.
- Environnement Canada et Santé Canada, 1990. Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Dibenzodioxines polychlorées et dibenzofurannes polychlorés - Liste des substances d'intérêt prioritaire.
- FDA, 1993. Action levels. Food and Drug Administration. CPG 7117-06.
- Federal Register, 1993. 40 CFR Part 503 - Standards for the use or disposal of sewage sludge. Subparts A, B, and D. vol. 58: 9387-9401
- Forget, C., Leclerc, N., et Liard, A., 1998. Valorisation agricole des biosolides de l'usine de Windsor - Travaux de 1997. 16 pages.
- Fries, G., 8-24-2000. Communication personnelle

- Gevao, B., Semple, K., et Jones, K., 2000. Bound pesticide residues in soils : a review. *Environ. Pollut.* 108: 3-14.
- Gilman, A., Newhook, R., et Birmingham, B., 1991. An updated assesement of the exposure of Canadians to dioxines and furans. *Chemosphere* 23: 1661-1667.
- Giroux, M., Rompré, M., Carrier, D., Audesse, P., et Lemieux, M., 1992. Caractérisation de la teneur en métaux lourds totaux et disponibles des sols du Québec. *Agrosol V* 2: 46-55.
- Glegg, G., Nath, B. ed., et Robinson, J. P. ed., 1991. A policy for the use of sewage sludge. *International Conference on environmental pollution.* pp. 600-607.
- Gouvernement du Québec, 1996. Règlement sur la qualité du milieu de travail (S-2.1, r.15). mise à jour par erratum publié le 21 sept 1994, #5749.
- Gouvernement du Québec, 1997. Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. Q-2, r.18.2.
- Grant, C. A., Buckley, W. T., Bailey, L. D., et Selles, F., 1998. Cadmium accumulation in crops. *Can. J. Plant Sci.* 78: 1-17.
- Groupe HBA experts-conseils S.E.N.C., 1996. Analyse des impacts environnementaux de la valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration municipales en plantation de pins rouges et en peuplement naturel mixte - Rapport Synthèse. 15 volets. EN960452
- Han, F., Kingery, W., Selim, H., et Gerritse, R. G., 2000. Accumulation of heavy metals in a long-term poultry waste-amended soil. *Soil Science* 165: 260-268.
- Hattemer-Frey, H. A. et Travis, C. C., 1991. Assessing the extent of human exposure through the food chain to pollutants emitted from municipal solid waste incinerators. In: *Health effects of municipal waste incineration*, Hattemer-Frey, H.A. & Travis, C. (Eds.). CRC Press, Inc., Boca Raton, chap. 4, pp.83-101.
- Health and Welfare Canada, 1990. Priority substances list assessment report no 1 - Polychlorinated dibenzodioxins and polychlorinated dibenzofurans. 64 pages.
- Health Canada, 1996. Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated site: Human health effects: inorganic cadmium - Final report. 44 pages. The National Contaminated Sites Remediation Program.
- Hébert, M., 1998. Réglementation et critères environnementaux relatifs à la valorisation des matières résiduelles fertilisantes et au compostage. 13 pages. Ministère de l'environnement et de la faune.
- Hébert, M., 2000. La valorisation agricole des biosolides de papetières : y a-t-il des risques? Le cas des éléments traces, des pathogènes et des odeurs. In: *Les biosolides: une richesse pour nos sols*, Conseil des productions végétales du Québec, I. (Eds). Colloque sur les biosolides, Montebello, 16 et 17 mars 2000. pp 89-105.
- Hyun, H.-N., Chang, A. C., Parker, D. R., et Page, A. L., 1998. Cadmium Solubility and Phytoavailability in Sludge-Treated Soil : Effects of Soil Organic Carbon. *J. Environ. Qual.* 27: 329-334.

- IARC, 1997. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk to humans: polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans (vol.69). 666 pages. ISBN 92 832-1269 X.
- Institut de la statistique du Québec, 2000. L'alimentation du nourrisson. In: Étude longitudinale du développement des enfants du Québec (ÉLDEQ) 1998-2002., Institut de la statistique du Québec (Eds.). Chap. I, volume 5. Collection La Santé et le Bien-être.
- Institut national de santé publique du Québec, 1999. Devis – Validation des critères de cadmium et de dioxines et furannes lors de la valorisation des matières résiduelles fertilisantes.
- Jing, J. et Logan, T. J., 1992. Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. J. Environ. Qual. 21: 73-81.
- Jones, K. C. et Sewart, A. P., 1997. Dioxins and Furans in Sewage Sludges : A Review of Their Occurrence and Sources in Sludge and of Their Environmental Fate, Behavior, and Significance in Sludge-Amended Agricultural Systems. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 27: 1-85.
- Jury, W. A., Farmer, W. J., et Spencer, W. F., 1984. Behavior assessment model for trace organics in soil. II. Chemical classification and parameter sensitivity. J. Environ. Qual. 13: 567-572.
- Jury, W. A., Russo, D., Streile, G., et Abd, H. E., 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. Water Resources Res. 26: 13-20.
- Jury, W. A., Spencer, W. F., et Farmer, W. J., 1983. Behavior assessment model for trace organics in soil. I. Model description. J. Environ. Qual. 12: 558-564.
- Kim, S. J., Chang, A. C., Page, A. L., et Warneke, J. E., 1989. Relative concentrations of cadmium and zinc in tissue of selected food plants grown on sludge treated soils. J. Environ. Qual. 17: 568-573.
- Korol, M. et Rattray, G., 2000. Consommation, livraison et commerce des engrais au Canada 1998-1999. Agriculture et Agro-alimentaire Canada.
- Krebs, R., Gupta, S. K., Furrer, G., et Schulin, R., 1998. Solubility and plant uptake of metals with and without liming of sludge-amended soils. J. Environ. Qual. 27: 18-23.
- Langlois, C. et Dubuc, N., 1999. Études de suivi des effets sur l'environnement (ESSEE) des fabriques de pâtes et papiers: Synthèse des résultats des 47 études réalisées au Québec dans le cadre du cycle 1. 66 pages. Environnement Canada.
- Lavallée, H. C., 1996. Campagne de caractérisation des résidus papetiers. 208 pages et annexes. Association des industries forestières du Québec, Centre québécois de valorisation des biomasses et des biotechnologies, Ministère de l'environnement et de la faune.
- Lepage, M-C. et Moisan, J. 1998. Les femmes primipares du Québec et l'allaitement maternel. 66^{ème} congrès de l'ACFAS.
- MAPAQ, 1998. La production maraîchère au Québec: une analyse de compétitivité, Bioclips+, http://www.agr.gouv.qc.ca/ae/bioclip+/vol1no3/bioc+_3.htm.
- MAPAQ, 2000a. Le Recensement de l'agriculture 1996 - Principaux résultats du Québec, Bioclip, http://www.agr.gouv.qc.ca/ae/prod_agr/bioc_spe/bio_spec.htm.

- MAPAQ, 2000b. Profil régional de l'agriculture - Enregistrement 1997 - Fiche synthèse sommaire et fiches synthèse des régions administratives du Québec, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, http://www.agr.gouv.qc.ca/ae/regions/prof_reg/default.htm.
- Matthews, P., 1996. A global atlas of wastewater sludge and biosolids use and disposal. Matthews, P. (Ed.). International association on water quality, London. pp.197.
- McBride, M., Sauvé, S., et Hendershot, W., 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. Eur. J. Soil Sci. 48: 337-346.
- MEF et MAPAQ, 1991. Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques. 91 pages.
- MEF, 1996a. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/critères_eau/index.htm.
- MEF, 1996b. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 761 pages.
- MEF, 1997. La qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994. 52 pages.
- MEF, 1998a. Orientations et principes pour la détermination des critères relatifs à la valorisation des matières résiduelles fertilisantes. 13 pages.
- MEF, 1998b. La qualité de l'air à Bécancour (avril 1995 à mars 1997). 76 pages.
- MENV, 1997. Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes (épandage, entreposage temporaire, compostage, fabrication et utilisation de terreaux).
- MENV, 1998. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. 124 pages.
- MENV, 1999. Addenda #1 aux critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes (MRF). 35 pages.
- MENV, Ministère des Forêts, et MSSS, 1991. Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques. 81 pages. EN910413.
- Micromedex, 2000. Toxmes+ CPS™ system -. Micromedex, Englewood, CO. www.micromedex.com
- Ministère de l'Environnement et de l'Énergie et Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales, 1996. Directives concernant l'utilisation de biosolides et d'autres déchets sur les terres agricoles. 65 pages.
- Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs - Ontario, 1995. Analytical Results, findings and recommendations of the 1995 OMAFRA Sewage biosolids field survey. 49 pages.
- MSSS, 1999. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. Document de consultation.
- MSSS et Comité de santé environnementale, 1998. Commentaires concernant les documents : « Orientation et principes pour la détermination des critères relatifs à la valorisation des

- matières résiduelles fertilisantes » et « Critères provisoires pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes » préparé à l'attention du ministère de l'Environnement du Québec.
- Mukerjee, D., 1998. Health impact of polychlorinated dibenzo-p-dioxins : a critical review. J. Air Waste Manag. Assoc. 18: 157-65.
- NATO/CCMS, 1988. Scientific basis for the development of the International Toxicity Equivalency Factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. Rapport #178.
- N'Dayegamiye, A., 2000. Valeur agronomique des biosolides de papetières: effets sur la production des cultures et la qualité des sols. In: Les biosolides: une richesse pour nos sols, Conseil des productions végétales du Québec, I. (Eds.). Colloque sur les biosolides, Montebello, 16 et 17 mars 2000. pp.21-44.
- O'Connor, G. A., 1995. Organic compounds in sludge-amended soils and their potential for uptake by crop plants. Sci. Total Environ. 185, 1-3 : 71-
- Oklahoma department of environmental quality, 1998. Sludge and land application of wastewater. In: (Eds.). chap. 647, -
- Olson, L. J., Anderson, H. A., et Jones, V. B., 1988. Landspreading dioxin-contaminated papermill sludge : a complex problem. Arch Environ Health 13: 186-189.
- OMAFRA, 2000. Article sur les fertilisants. Ontario Ministry of agriculture and rural affairs.
- OMEE, 1994. Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. Ontario Ministry of environment and energy.
- Ontario Ministry of the Environment, 1989. Upper limit of normal contaminant guidelines for phytotoxicology samples. 7 pages. Air Resources Branch.
- Pinamonti, F., Stringari, G., Gasperi, F., et Zorzi, G., 1997. Heavy metal levels in apple orchards after the application of two composts. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28: 1403-1419.
- Pleus, R. C. et Kelly, K. E., 1993. Questions and answers regarding recent U.S. EPA testing of dioxins and furans in cement kiln dust. 14 pages. Rapport préparé par Environmental Toxicology International pour Cement Kiln Recycling Coalition, États-Unis.
- Poissant, L., Koprivnjak, J. F., et Fecteau, M., 2000. Substances toxiques aéroportées dans la vallée du fleuve Saint-Laurent (sous presse).
- Richardson, G. M., 1997. Compendium of canadian human exposure factors for risk assessment. 74 pages.
- Rogowski, D., Golding, S., Bowhay, D., et Singleton, S., 1998. Screening survey for metals and dioxins in fertilizers, soil amendments and soils in Washington State - preliminary. 55 pages et annexes.
- Roy, M. et Couillard, D., 1997. Mobilité des métaux et risque de contamination des eaux lors de la valorisation sylvicole des boues résiduelles urbaines au Québec. Revue des sciences de l'eau 10: 507-525.

- Ryan J.J., L.G.Panopio, D.A.Lewis, et coll., 1991. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in cows' milk packaged in plastic-coated bleached paperboard containers. *J. Agric. Food Chem* 39: 218-223.
- Ryan, J. J., Dewailly, E., Gilman, A., Laliberté, C., Ayotte, P., et Rodrigue, J., 1997. Dioxin-like compounds in fishing people from the lower north shore of the St-Lawrence river, Québec, Canada. *Arch. Environ. Health* 52: 309-316.
- Santé Canada, 2000. Dioxines (dibenzodioxines polychlorées) et furanes (dibenzofuranes polychlorés). 3 pages. (<http://www.hc-sc.gc.ca>, consulté le 10 août 2000)
- Santé et Bien-être social Canada, 1996. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Pièces à l'appui. 9 pages.
- Santé Québec, 1995. Les québécoises et les Québécois mangent-ils mieux? Rapport de l'enquête québécoise sur la nutrition, 1990.
- Singh, R. N. et Keefer, R. F., 1989. Uptake of nickel and cadmium by vegetables grown on soil amended with different sewage sludges. *Agriculture Ecosystems and Environment* 25: 27-38. *Agriculture, Ecosystems and Environment*.
- Sloan, J. J., Dowdy, R. H., Dolan, M. S., et Linden, D. R., 1997. Long-Term Effects of Biosolids Applications on Heavy Metal Bioavailability in Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.* 26: 966-974.
- Sloan, J. J., Dowdy, R. H., et Dolan, M. S., 2000. Recovery of Biosolids-applied heavy metals sixteen years after application. *J. Environ. Qual.* 27: 1312-1317.
- State of Ohio Environmental Protection Agency, 1998. Land application of biosolids manual. 24-9-1998. 71 pages.
- Statistique Canada, 1997. Consommation des aliments au Canada, Partie II, 1997. 55 pages. Ministre de l'industrie, des sciences et de la technologie du Canada, Ottawa.
- Stern, A., 1993. Monte Carlo analysis of the U.S. EPA model of human exposure to cadmium in sewage sludge through consumption of garden crops. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 3: 449-469.
- Stevens, J. B., 1991. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in the agricultural food chain: potential impact of MSW incineration on human health. In: *Health effects of municipal waste incineration*, Hattemer-Frey, H.A. & Travis, C. (Eds.). CRC Press, Boca Raton, chap. 5, pp.103-113.
- Tran, T. S., Côté, D., et N'Dayegamiye, A., 1996. Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol.* 6: 21-30.
- Tremblay, T., Gagnon, F., et Cartier, J. F., 1999. Analyse du risque chimique et microbiologique lié à la consommation de mollusques cueillis de façon artisanale dans la ZIP de Baie-Comeau. 150 pages et annexes. Direction de santé publique, Régie régionale de la santé et des services sociaux Côte-Nord, Programme St-Laurent vision 2000.

- Trépanier, J. P., 1992. Incendie de l'entrepôt de BPC de Saint-Basile-Le-Grand - rapport d'interprétation des résultats d'analyses physico-chimiques. 40 pages. Ministère de l'environnement et de la faune.
- U.S.EPA, 1988. Estimating exposure to 2,3,7,8-TCDD. Draft report, March. Office of Health and environmental assessment, Exposure assesment group.
- U.S.EPA, 1990. Assessment of risks from exposure of humans, terrestrial and avian wildlife, and aquatic life to dioxins and furans from disposal and use of sludge from bleached kraft and sulfite pulp and paper mills. 673 pages. EPA/560/5-90-013.
- U.S.EPA, 1991. Integrated Risk Information System (IRIS) - Cadmium. (<http://www.epa.gov>, consulté le 8 septembre 2000)
- U.S.EPA, 1992a. Risk assessment for the land application of sewage sludge. In: National biosolids partnerships «503 core documents», Technical support document for the land application of sewage sludge volume I, (Eds.). chap. 5, pp.1-274.
- U.S.EPA, 1992b. Technical support document for the land application of sewage sludge, volume I. 763 pages. EPA/822/R-93/002.
- U.S.EPA, 1994a. Estimating exposure to dioxin-like compounds - Review Draft. 3 volumes, 112 pages. Office of Health and environmental assessment.
- U.S.EPA, 1994b. Health Assessment Document for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compound - Review Draft. 3 volumes, 66 pages. Office of Research and Development. <http://www.cqs.com/epa/exposure>.
- U.S.EPA, 1997a. Addition of dioxin and dioxin-like compounds; modification of polychlorinated biphenyls (PCBs) listing; toxic chemical release reporting; community right-to-know. Federal register 62 FR 24887.
- U.S.EPA, 1997b. Exposure Factors Handbook. Volumes I, II et III. Office of Research and Development, National center for environmental assessment. EPA/600/P-95/002Fa. <http://www.epa.gov/ncea/exposfac.htm>
- U.S.EPA, 1999a. Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers - draft report. Office of Solid Waste. Project #92U-7200-017.
- U.S.EPA, 1999b. Toxicological review - Cadmium and Compounds - in support of summary information on IRIS. 85 pages et annexes.
- U.S.EPA, 2000a. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds - Part II - Chapter 9: Toxicity equivalence factors (TEF) for dioxin and related compounds - Draft report. Rapport NECA-I-0836. <http://www.epa.gov/ncea>.
- U.S.EPA, 2000b. Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds - Part III: Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. <http://www.epa.gov/ncea>.
- U.S.EPA, 2000c. Information Sheet 1: Dioxin - Summary of the dioxin reassessment science, U.S.EPA - Office of Research and Development.

- Université Laval, 1998. La valorisation agricole des résidus papetiers - Le cas de Daishowa inc - Document de synthèse (1992-1998). 20 pages.
- Urgel Delisle et associés inc., 1994. Projet pilote de chaulage et de démonstration de valorisation agricole des boues de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Saint-Hyacinthe. 71 pages. EN940154.
- Van der Berg, Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., et coll., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs and PCDFs for humans and wildlife. Environ. Health Perspect. 106: 775-792.
- Villeneuve, S. et Dewailly, E., 1993. La contamination chimique des aliments au Québec. 17 pages et annexes. Centre de santé publique du Québec.
- Webber, M. D. and Singh, S. S., 2000. Contamination des sols agricoles. 11 pages. Agriculture Canada, <http://res.agr.ca/CANSIS/PUBLICATIONS/HEALTH/~chap-9.html>.
- WHO, 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants: forty-first report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series #837.
- WHO, 1996. Guidelines for drinking-water quality - Second Edition - Volume 2 - Health criteria and other supporting information. 283 pages.
- WHO, 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). (<http://www.who.int/pcs/pubs/dioxin-exec-sum/exe-sum-final.html>)
- WHO, 1999. Joint FAO/WHO food standards programme: Discussion paper on dioxins. 12 pages.

GLOSSAIRE

Amendement : un amendement est une matière qui apporte une amélioration à la condition du sol.

Amendement calcique ou magnésien : matière fertilisante qui apporte une amélioration du pH (chaux, cendres, poussières de cimenteries)

Amendement organique : matière fertilisante qui apporte de la matière organique au sol (biosolide, fumier)

Biosolide : matière résiduelle fertilisante obtenue par traitement biologique d'eaux usées. Dans ce document, le terme englobe les boues de station de traitement des eaux usées municipales et les mélanges de boues de papetières (boues secondaires de papetières + boue primaire et/ou de désencrage).

Biosolide mixte (de papetières) : mélange de boues secondaires et de boues primaires et/ou de désencrage

Boues de désencrage (de papetières) : boues issues du traitement des papiers recyclé. Ces boues contiennent des fibres imprégnées d'encre et de kaolin.

Boues primaires (de papetières) : boues de traitement primaire des eaux de procédé des industries papetières. Les boues primaires consistent essentiellement en des fibres de bois.

Boues secondaires (de papetières) : boues issues du traitement secondaire des eaux de procédé des industries papetières. Elles contiennent essentiellement des fibres de bois et autres matières fines qui n'ont pas été enlevées lors du traitement primaires ainsi que des bactéries utilisées dans le système afin de digérer la matière organique. Ces résidus contiennent également des éléments nutritifs (azote, phosphore) qui ont été ajoutés au traitement afin de favoriser la croissance des bactéries, ainsi que des traces des différents produits chimiques utilisés dans la fabrication du papier.

Compost : produit résultant d'un procédé dirigé de biooxydation d'un substrat organique qui comporte une phase thermophile. Le substrat organique peut être du fumier, des résidus agricoles, des résidus agroalimentaires, des résidus d'abattoirs, des boues de stations d'épuration, des résidus d'usines de pâtes et papiers, etc...(source : Norme sur les composts)

Engrais : substance ou mélange de substances contenant de l'azote, du phosphore, du potassium ou tout autre élément nutritif des plantes (source : Loi sur les engrais)

Matière fertilisante (non résiduelle) : les matières fertilisantes incluent les engrais (ou nutriments) et les amendements du sol (chaux agricole par exemple).

Matière résiduelle fertilisante : matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques de l'activité biologique des sols. (Définition du MENV).

Pouvoir neutralisant (PN) : le pouvoir neutralisant correspond à la capacité d'un produit de réguler le pH par rapport à la capacité du CaCO_3 (chaux agricole). Il est exprimé en pourcentage. Un PN de 50% correspond à une capacité régulatrice égale à 50% de la capacité régulatrice du CaCO_3 pur.

Supplément : substance ou mélange de substances, autre qu'un engrais, fabriqué ou vendu pour servir à l'amélioration de l'état physique des sols ou aider à la croissance des plantes ou au rendement en récoltes (source : Loi sur les engrais)

Taux d'application agronomique (de matière fertilisante) : quantité de matière fertilisante (exprimée en matière sèche) qui peut être épandue par unité de temps et de surface (par exemple, t m.s./ha-an) et qui est nécessaire pour répondre aux besoins des plantes. La détermination du taux agronomique tient compte des besoins spécifiques des plantes en élément nutritif et de la richesse du sol en ces éléments nutritifs. Les besoins agronomiques des plantes sont déterminés par les grilles du Conseil des productions végétales du Québec (CPVQ).

Taux d'application agro-environnemental (de matière fertilisante) : quantité de matière fertilisante (exprimée en matière sèche) qui peut être épandue par unité de temps et de surface (par exemple, t m.s./ha-an), en répondant aux besoins agronomiques des cultures (selon les grilles du CPVQ) et en respectant les contraintes environnementales visant à réduire la pollution d'origine agricole (RRPOA).

ANNEXES DU CHAPITRE I

ANNEXE I-A. FORMULAIRES RELATIFS À LA VALORISATION DE BIOSOLIDES EN OHIO, ETATS-UNIS	AN.I-2
ANNEXE I-B. INFORMATIONS NÉCESSAIRES AU COMITÉ D'UTILISATION DES BIOSOLIDES POUR ÉVALUER L'ACCEPTABILITÉ DES DÉCHETS (AUTRES QUE DES BIOSOLIDES D'ÉPURATION) AUX FINS D'ÉPANDAGE SUR DES TERRES AGRICOLES.....	AN. I-3
ANNEXE I-C. ARTICLE DU JOURNAL LE MONDE	An. I-4

ANNEXE I-A.

FORMULAIRES RELATIFS À LA VALORISATION DE BIOSOLIDES EN OHIO, ÉTATS-UNIS

ANNEXE I-B.

**INFORMATIONS NÉCESSAIRES AU COMITÉ D'UTILISATION DES BIOSOLIDES POUR
ÉVALUER L'ACCEPTABILITÉ DES DÉCHETS (AUTRES QUE DES BIOSOLIDES
D'ÉPURATION) AUX FINS D'ÉPANDAGE SUR DES TERRES AGRICOLES.**

ANNEXE I-C.

ARTICLE DU JOURNAL LE MONDE DU 12 AVRIL 2000

**« L'épandage des boues d'épuration pourrait présenter des risques
réels »**

L'ÉPANDAGE DES BOUES D'ÉPURATION POURRAIT PRÉSENTER DES RISQUES RÉELS (article recueilli sur le site internet du journal Le Monde)

La commission d'enquête parlementaire sur la sécurité alimentaire souhaite des informations précises sur le recyclage agricole des eaux usées et des effluents d'élevage. L'association France nature environnement défend cette pratique et demande que les réseaux d'assainissement des villes soient plus fiables

Mis à jour le mardi 11 avril 2000

ORLÉANS de notre correspondant régional

Nos députés ne badinent pas avec l'alimentation. Ils se sont mis autour d'une table afin de comprendre ce qui se passait dans nos assiettes. Résultat de l'audition par la commission parlementaire de tous les acteurs de la filière alimentaire française : un gros rapport de 1 400 pages qui vient d'être publié (Le Monde du 6 avril). Il est vrai que le consommateur français est dérouter : plus l'hygiène des produits qui lui sont proposés progresse, plus les crises (« vache folle », OGM, dioxine, Listéria) se succèdent, lui donnant l'impression que sa sécurité de mangeur est à la merci de la moindre défaillance ou malversation.

Dans ses conclusions, la commission réclame l'interdiction des organismes génétiquement modifiés, et l'épandage des boues d'épuration sur les sols agricoles est remis en question. La commission ne brandit pas la condamnation, mais elle ne semble pas convaincue par une pratique « qui peut présenter des risques réels et heurter l'opinion ». Tant les exposés qui lui ont été faits que les études qui lui ont été communiquées « sont soit lacunaires, soit contradictoires, et exigent d'urgence un complément d'informations ».

Voilà pourtant une pratique, écologique dans son principe, puisque basée sur le recyclage, dont on pensait qu'elle avait fait ses preuves. Une filière pour éliminer nos déchets, jugée par beaucoup irremplaçable (Le Monde du 6 mars).

L'agriculture recycle aujourd'hui 60 % des boues issues des stations d'épuration (soit 800 000 tonnes par an de matières sèches) ; le restant va en décharge - mais en 2002 ce sera interdit - ou est incinéré. Mais ces boues urbaines représentent à peine 2 % de ce qui est épandu dans les champs. Plus de 95 % des épandages sont en fait constitués par des effluents d'élevage, déjections animales, lisier (purin). Bref une grande partie de nos déchets sont éliminés grâce à l'agriculture, mais celle-ci utilise essentiellement les siens propres, qualifiés par un pudique lobbying de « fertilisants ».

Engrais ou polluants, ces produits recyclés font-ils peser des risques pour la santé ?

C'est toute la question. Les boues apportent des matières organiques (azote, phosphore), bonnes pour la plante ; chaulées, elles sont riches aussi en calcium. Mais elles contiennent des éléments indésirables, voire dangereux, des micro-organismes pathogènes, des micro-polluants organiques. Ce qui inquiète surtout le consommateur, dont on comprend la réticence vis-à-vis de « boues », c'est la présence des métaux lourds (cadmium, plomb, zinc, cuivre). Même si les

teneurs restent très inférieures aux normes d'épandage déjà très strictes, le risque à terme est difficile à évaluer, les mécanismes de concentration de ces métaux étant, semble-t-il, mal connus.

CLASSÉES COMME DES DÉCHETS

En décembre 1997, une loi est venue durcir la réglementation de ces boues, au plan tant sanitaire qu'environnemental, classées désormais comme des déchets, et non plus comme des fertilisants, dont la responsabilité de l'élimination revient à celui qui les produit. La commission parlementaire demande néanmoins des informations sur les « incidences physiques, chimiques, bactériologiques de cet épandage, et une définition claire du régime de responsabilité applicable ».

Les grands de la distribution et de l'agroalimentaire, qui ont appris à anticiper les craintes des consommateurs, sont devenus plus exigeants dans leurs cahiers des charges avec les agriculteurs qui épandent. Des enseignes n'acceptent plus que des produits agricoles « sans boues », et en font même un argument de vente. La profession agricole s'est à son tour inquiétée : elle n'a guère envie d'endosser une nouvelle crise, où elle subirait à nouveau le rôle de bouc émissaire. Et elle a des arguments, dont elle ne manque pas de jouer : taxée d'individualiste, elle rend ici service à la collectivité, en lui permettant d'éliminer ses déchets. Du coup elle demande l'instauration d'un fonds de garantie, qui dédommage le cultivateur en cas de pollution accidentelle de ses sols.

Les chambres d'agriculture apparaissent divisées sur ces boues. Certaines ont créé des services d'assistance à l'épandage, d'autres au contraire recommanderaient de ne plus épandre. Pour les écologistes de France nature environnement, qui sont favorables au système (lire ci-dessous), pas de doute : la profession agricole « exploite » ce dossier, à la limite du « chantage », en faisant courir la menace de l'abandon de l'épandage, afin de freiner les projets de taxations environnementales.

INCINÉRER COÛTE PLUS CHER Les défenseurs des boues ne manquent pas d'arguments : pas d'accidents majeurs - tout au moins révélés - depuis la création de la filière dans les années 1970, traçabilité, coût économique très en deçà de l'incinération, l'autre solution à l'élimination de nos déchets. Si le consommateur ne veut plus de l'épandage, le nouveau procédé aura forcément un coût qui se répercutera sur sa facture. Le Comité national sur les boues, créé en 1998, avait commandé un audit comparatif économique et environnemental, incluant les risques sanitaires. Cet audit, financé par les agences de l'eau, et réalisé par le cabinet Arthur Andersen, semble accorder une préférence à l'épandage.

Si cette solution est condamnée, les alternatives ne sont pas légion. Chez certains de nos voisins, où la fibre environnementale est plus forte, et où le débat sur l'élimination des déchets est déjà du passé, le sort réservé à l'épandage est fluctuant ; aux Pays-Bas, c'est une quasi-interdiction ; en Suède, il a été pérennisé. On essaye de développer par ailleurs la végétalisation : les boues sont utilisées par exemple dans la plantation de taillis, à très courte rotation. Cette technique d'élimination est utilisée en Finlande (30 % des boues), en Suède (20 %), ou en Grande-Bretagne (10 %). Trancher sur cette question n'est pas simple pour nos parlementaires.

R. Gt , Le Monde daté du mercredi 12 avril 2000

ANNEXES DU CHAPITRE II

ANNEXE II-A. RAPPORT D'ANALYSE DES TENEURS DE MÉTAUX ET DE DIOXINES/FURANNES DANS DES SOLS DU QUÉBEC ET DANS LES ENGRAIS MINÉRAUX DISTRIBUÉS AU QUÉBEC

ANNEXE II-A

RAPPORT D'ANALYSE DES TENEURS DE MÉTAUX ET DE DIOXINES/FURANNES DANS DES SOLS DU QUÉBEC ET DANS LES ENGRAIS MINÉRAUX DISTRIBUÉS AU QUÉBEC

Annexe II-A

Rapport d'analyse des teneurs de métaux et de dioxines/furannes dans des sols du Québec et dans les engrais minéraux distribués au Québec

1. Contexte

Sols

Au Québec, il existe des données fiables et appropriées pour représenter la contamination des sols agricoles par les métaux ({38}). Toutefois, en rapport avec la contamination des sols agricoles par les dioxines/furannes, il n'existe que les concentrations mesurées des sols agricoles témoins lors de l'incendie de St-Basile en 1988 {231}. La concentration moyenne de dioxines/furannes dans ces sols était de 10,1 ng EQT/kg m.s. Cependant, selon l'auteur, cette concentration moyenne ne serait pas représentative pour l'ensemble des sols agricoles du Québec. Elle représenterait plutôt la teneur « bruit de fond » d'une zone semi-rurale (Jean-Pierre Trépanier, communication personnelle). En Ontario, les concentrations de dioxines/furannes dans les sols agricoles sont beaucoup plus faibles. Certaines données ontariennes ont démontré une concentration moyenne de $0,4 \pm 0,6$ ng EQT/kg m.s. dans 30 sols ruraux ({237}) et une concentration moyenne de 1,7 ng EQT/kg m.s. dans 74 échantillons de sols de parcs ruraux (parcs, cimetières, etc) ({248}).

Devant le manque de données québécoises fiables et la différence importante entre les données québécoises et ontariennes en ce qui concerne les dioxines/furannes, nous avons jugé important que des mesures soient réalisées dans 14 sols agricoles du Québec afin de pouvoir mieux estimer la contamination de ces sols agricoles par les dioxines/furannes.

Engrais minéraux

Peu de données sont actuellement disponibles concernant la contamination par les métaux des engrais minéraux disponibles au Québec. Les mesures faites lors d'inspections par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) sont très fragmentaires. De même, aucune donnée relative à cette contamination n'a pu nous être transmise par l'Association des fertilisants et engrais du Québec (AFEQ). Quelques données concernant la teneur des métaux sont disponibles dans les engrais minéraux utilisés en Saskatchewan. Il existe également plusieurs sources d'information sur les concentrations de métaux et quelques données sur les concentrations de dioxines/furannes dans les engrais minéraux américains (site web Washington, Rogowski et Golding, 1998 cité par {188}, {Inconnu}).

Compte tenu du peu d'information sur la contamination des engrais minéraux disponibles au Québec, nous avons estimé important que des analyses de métaux et de

dioxines/furannes soient faites pour neuf échantillons d'engrais minéraux distribués par deux entreprises au Québec.

2. Objectif

Sols

Connaître les concentrations de dioxines/furannes dans 14 sols agricoles du Québec qui représentent la variété de sols agricoles présents au Québec :

- #2399, sol agricole, Villemontel, Abitibi-Amos, prairies
- #2400, sol agricole, Normandin, Lac-St-Jean, prairies
- #2401, sol agricole, Ste-Rosalie, Lanaudière, maïs
- #2402, sol agricole, Providence, Montérégie, maïs
- #2403, sol agricole, Yamaska, Montérégie, maïs
- #2404, sol agricole, Melbourne, Princeville, maïs
- #2405, sol agricole, St-Urbain, St-Guillaume, maïs
- #2406, sol agricole, Dalhousie, St-Stanislas, maïs
- #2407, sol agricole, Rideau, Ste-Martine, maïs
- #2408, sol agricole, St-André, St-Éloi, pomme de terre
- #2409, sol agricole, Joseph, St-Amable, pomme de terre
- #2410, sol agricole, Ripon, Notre-Dame-de-la-Paix, pomme de terre
- #2411, sol agricole, Morin, Ste-Christine, pomme de terre
- #2412, sol agricole, Parent, Ste-Marguerite, pomme de terre

Engrais minéraux

Connaître les concentrations de métaux (arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, mercure, molybdène, nickel, plomb, sélénium, zinc) et de dioxines/furannes dans sept types d'engrais minéraux disponibles au Québec :

- Urée (46-0-0) de la entreprise #1
- Urée (46-0-0) de la entreprise #2
- Nitrate d'ammoniac (?-0-0) de la entreprise #2
- Nitrate d'ammoniac calcique (27-0-0) de la entreprise #1
- Phosphate mono-ammoniacal (MAP) (11-52-0) de la entreprise #1
- Phosphate bi-ammoniacal (DAP) (18-46-0) de la entreprise #2
- Muriate de potasse (0-0-60) de la entreprise #2

3. Méthode d'échantillonnage

Sols

Les échantillons de sols ont été fournis par monsieur Léon Parent, professeur au département d'Agronomie de l'Université Laval de Québec. Ils proviennent d'échantillonnages réalisés en 1994-95 pour les sols de parcelles cultivées en pommes de

terre et en 1995-97 pour les sols de parcelles cultivées en maïs et en prairies. Les prélèvements ont été faits sur 15 à 20 cm de profondeur. Les échantillons ont ensuite été séchés quelques jours à température ambiante et conservés en pots. Une cinquantaine de grammes de sol ont été prélevés de ces pots et envoyés au laboratoire du CEAEQ le 23 mai 2000. Au laboratoire, les récipients des sols destinés à l'analyse des dioxines/furannes ont été enrobés de papier aluminium.

Engrais minéraux

Une centaine de grammes des différents engrais minéraux ont été prélevés le 31 mai dernier à l'entreprise #1 et à l'entreprise #2. La moitié a été placée dans un récipient de verre transparent en vue d'une analyse des métaux et l'autre moitié dans un récipient de verre ambré pour l'analyse des dioxines/furannes. Les échantillons ont été apportés au laboratoire du CEAEQ le lendemain.

4. Méthode d'analyse

Voir les méthodes d'analyses du CEAEQ

5. Résultats et discussion

Sols

Le tableau II-A-1 présente les résultats des analyses des différents congénères de dioxines/furannes dans les sols agricoles. Nous avons considéré la moitié de la valeur de la limite de détection lorsque la concentration d'un congénère était inférieure à la limite de détection ou à la limite de quantification de la méthode. Nous avons également tenu compte du rendement. Les concentrations de dioxines/furannes équivalent sont présentées au tableau II-A-2.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Tableau II-A-1 : Concentration des différents congénères de dioxines/furannes dans des sols agricoles québécois

	LDM ¹	FET ²	rendement (n=14)	#2399	#2400	#2401	#2402	#2403	#2404	#2405	#2406	#2407	#2408	#2409	#2410	#2411	#2412
Unités	Ng/kg m.s.		%	ng/kg m.s.													
2378-TCDD	0,2	1	71	0 ³	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12378-PCDD	0,07	0,5	74	0	0	0	0,15	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0
123478-HxCDD	0,1	0,1	81	0	0	0	0	0	0	0,13	0	0	0	0	0	0	0
123678-HxCDD	0,09	0,1	81	0,25	0	0,25	0,36	0,36	0,3	0,19	0	0,33	0	0,23	0,2	0	0
123789HxCDD	0,09	0,1	81	0,35	0	0,37	0,49	0,26	0,6	0,42	0	0,43	0,33	0,36	0,31	0	0,22
1234678-HpCDD	0,05	0,01	76	4,4	0	2,1	3,8	5,6	4,7	2,2	2	5,4	2,6	1,9	3,6	2	0,87
OCDD	0,2	0,001	75	30	2	11	33	39	33	12	12	39	15	11	23	11	4,6
2378-TCDF	0,2	0,1	79	0	0	0,31	0	0	0	0	0	0,5	0	0,55	0,22	0	0
12378-PCDF	0,1	0,05	71	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23478-PCDF	0,1	0,5	71	0	0	0,24	0	0	0	0,27	0	0,28	0	0,19	0	0	0
123478-HxCDF	0,07	0,1	77	0	0	0,6	0,6	0,3	0,42	0,6	0	0,54	0	0,32	0,39	0	0
123678HxCDF	0,05	0,1	77	0	0	0,23	0,29	0,14	0,2	0	0	0,25	0	0	0,18	0	0
234678-HxCDF	0,07	0,1	77	0	0	0,27	0,4	0,18	0,24	0	0	0,24	0	0	0,2	0	0
123789-HxCDF	0,07	0,1	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1234678-HpCDF	0,08	0,01	76	1	0	1,1	1,6	1,6	1,3	1,2	0,8	1,7	0,45	1	1,5	0,83	0,26
1234789-HpCDF	0,09	0,01	76	0	0	0,13	0,14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OCDF	0,1	0,001	75	1,8	0	1,4	4,1	4	2,5	1,3	1,1	2,9	0,99	6,3	8,5	2,1	1,2

¹ LDM : limite de détection de la méthode d'analyse

² FET : facteur d'équivalence toxique

³ Concentration inférieure à la limite de détection ou la limite de quantification de la méthode d'analyse.

Tableau II-A-2: Concentration de dioxines/furannes (ng EQT/kg m.s.) dans des sols agricoles québécois

	LDM ¹	FET ²	Rendement (n=14)	#2399	#2400	#2401	#2402	#2403	#2404	#2405	#2406	#2407	#2408	#2409	#2410	#2411	#2412
Unités	Ng/kg m.s.		%	ng/kg m.s.													
2378-TCDD	0,2	1	71	0,141 ³	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141	0,141
12378-PCDD	0,07	0,5	74	0,024	0,024	0,024	0,101	0,024	0,024	0,024	0,024	0,088	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
123478-HxCDD	0,1	0,1	81	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,016	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
123678-HxCDD	0,09	0,1	81	0,031	0,006	0,031	0,044	0,044	0,037	0,023	0,006	0,041	0,006	0,028	0,025	0,006	0,006
3789HxCDD	0,09	0,1	81	0,043	0,006	0,046	0,060	0,032	0,074	0,052	0,006	0,053	0,041	0,044	0,038	0,006	0,027
1234678-HpCDD	0,05	0,01	76	0,058	0,000	0,028	0,050	0,074	0,062	0,029	0,026	0,071	0,034	0,025	0,047	0,026	0,011
OCDD	0,2	0,001	75	0,040	0,003	0,015	0,044	0,052	0,044	0,016	0,016	0,052	0,020	0,015	0,031	0,015	0,006
2378-TCDF	0,2	0,1	79	0,013	0,013	0,039	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,063	0,013	0,070	0,028	0,013	0,013
12378-PCDF	0,1	0,05	71	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
23478-PCDF	0,1	0,5	71	0,035	0,035	0,169	0,035	0,035	0,035	0,190	0,035	0,197	0,035	0,134	0,035	0,035	0,035
123478-HxCDF	0,07	0,1	77	0,005	0,005	0,078	0,078	0,039	0,055	0,078	0,005	0,070	0,005	0,042	0,051	0,005	0,005
123678HxCDF	0,05	0,1	77	0,003	0,003	0,030	0,038	0,018	0,026	0,003	0,003	0,032	0,003	0,003	0,023	0,003	0,003
234678-HxCDF	0,07	0,1	77	0,005	0,005	0,035	0,052	0,023	0,031	0,005	0,005	0,031	0,005	0,005	0,026	0,005	0,005
123789-HxCDF	0,07	0,1	77	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
1234678-HpCDF	0,08	0,01	76	0,013	0,001	0,014	0,021	0,021	0,017	0,016	0,011	0,022	0,006	0,013	0,020	0,011	0,003
1234789-HpCDF	0,09	0,01	76	0,001	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
OCDF	0,1	0,001	75	0,002	0,000	0,002	0,005	0,005	0,003	0,002	0,001	0,004	0,001	0,008	0,011	0,003	0,002
Somme EQT (ng EQT/kg m.s.)				0,427	0,254	0,667	0,699	0,536	0,576	0,615	0,305	0,881	0,347	0,566	0,514	0,305	0,295

¹ LDM : limite de détection de la méthode d'analyse

² FET : facteur d'équivalence toxique

³ Nous avons considéré la moitié de la limite de détection lorsque la concentration des congénères était inférieure à la limite de détection ou la limite de quantification de la méthode d'analyse.

Engrais minéraux

Le tableau II-A-3 présente les résultats des analyses de métaux dans les engrais minéraux.

Tableau II-A-3 : Concentration de métaux (en mg/kg) dans des engrais minéraux distribués au Québec

Paramètres	Engrais azotés						Engrais phosphatés		Engrais de potassium
No d'échantillon	#2502	#2503	#2506	#2507	#2508	#2504	#2505	#2510	#2509
Type d'engrais	Urée	Urée	Urée	Urée	Nitrate d'ammoniac	Nitrate d'ammoniac calcique	Phosphate mono-ammoniacal	Phosphate bi-ammoniacal	Muriate de potasse
Formulation	46-0-0	46-0-0	46-0-0	46-0-0	?	27-0-0	11-52-0	18-46-0	0-0-60
entreprise	#1	#1	#2	#2	#2	#1	#1	#2	#2
Arsenic	<0,25 ¹	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	0,43	6,7	10,5	<0,25
Cadmium	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	2	3	<0,2
Cobalt	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	2,6	3,9	<0,3
Chrome	1,8	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	65	72	<1,5
Cuivre	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	<2,5	3,2	<2,5
Mercure	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035	<0,035
Molybdène	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	6	6	<0,5
Nickel	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	0,6	11,7	12,4	<0,6
Plomb	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,1	2,9	<1
Sélénium	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Zinc	<3	<3	<3	<3	<3	3,1	48,3	27,9	<3

¹ Concentration inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse.

Nous avons considéré la moitié de la valeur de la limite de détection lorsque la concentration d'un métal était inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse. Nous avons calculé la moyenne des valeurs mesurées pour les quatre échantillons d'urée. Le tableau II-A-4 présente ces concentrations de métaux dans les différents engrais minéraux.

Tableau II-A-4 : Concentration de métaux des engrais minéraux distribués au Québec

Engrais	Concentration de métaux (mg/kg) ¹										
	As	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Urée (n=4)	0,125	0,1	1,01	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5
Nitrate d'ammoniaque (n=1)	0,125	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5
Nitrate d'ammoniaque calcique (n=1)	0,43	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,6	0,5	0,25	3,1
MAP (n=1)	6,7	2	65	2,6	1,25	0,0175	6	11,7	1,1	0,25	48,3
DAP (n=1)	10,5	3	72	3,9	3,2	0,0175	6	12,4	2,9	0,25	27,9
Muriate de potasse (n=1)	0,125	0,1	0,75	0,15	1,25	0,0175	0,25	0,3	0,5	0,25	1,5

¹ La moitié de la limite de détection a été utilisée pour les engrais où la concentration d'un métal était inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse.

La concentration des différents congénères des dioxines/furannes a été mesurée dans les engrais minéraux (tableau II-A-5). Le tableau II-A-6 présente les concentrations en 2,3,7,8-TCDD équivalent des sept types d'engrais minéraux évalués. Ces résultats ont été obtenus en considérant la moitié de la valeur de la limite de détection lorsque la concentration d'un métal était inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse, et en faisant une moyenne des valeurs mesurées pour les quatre échantillons d'urée. Le rendement moyen a également été pris en compte.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Tableau II-A-5 : Concentrations des différents congénères de dioxines/furannes mesurées dans des engrais minéraux distribués au Québec

Congénères	LDM ¹	FET ²	Rendement (n=8)	urée #2502	urée #2503	urée #2506	urée #2507	nitrate d'ammoniac #2508	nitrate d'ammoniac calcique #2504	MAP #2505	DAP #2510	Muriate de potasse #2509
Unités	Ng/kg		%	ng/kg								
2378-TCDD	0,2	1	68	0 ³	0	0	0	0	0	0	0	0
12378-PCDD	0,07	0,5	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123478-HxCDD	0,1	0,1	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123678-HxCDD	0,09	0,1	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123789HxCDD	0,09	0,1	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1234678-HpCDD	0,05	0,01	76	0,13	0	0	0	0	0,19	0,16	0,19	0,23
OCDD	0,2	0,001	69	0,36	0	0	0	0	0,77	0,9	0,9	0
2378-TCDF	0,2	0,1	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12378-PCDF	0,1	0,05	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23478-PCDF	0,1	0,5	72	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123478-HxCDF	0,07	0,1	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123678HxCDF	0,05	0,1	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
234678-HxCDF	0,07	0,1	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
123789-HxCDF	0,07	0,1	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1234678-HpCDF	0,08	0,01	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1234789-HpCDF	0,09	0,01	74	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OCDF	0,1	0,001	73	0,13	0	0	0	0	0	0	0	0

¹ LDM : limite de détection de la méthode d'analyse

² FET : facteur d'équivalence toxique

³ Concentration inférieure à la limite de détection ou la limite de quantification de la méthode d'analyse.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Tableau II-A-6 : Concentrations de dioxines/furannes (en ng EQT/kg) dans des engrais minéraux distribués au Québec

Congénères	LDM ¹	FET	Rendement (n=8)	urée 46-0-0 #2502, #2503, #2506 et #2507	nitrate d'ammoniac #2508	nitrate d'ammoniac calcique #2504	MAP #2505	DAP #2510	Muriate de potasse #2509
Unités	ng/kg		%	ng/kg					
2378-TCDD	0,2	1	68	0,147	0,147	0,147	0,147	0,147	0,147
12378-PCDD	0,07	0,5	74	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024	0,024
123478-HxCDD	0,1	0,1	77	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
123678-HxCDD	0,09	0,1	77	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
123789HxCDD	0,09	0,1	77	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006
1234678-HpCDD	0,05	0,01	76	0,000	0,000	0,003	0,002	0,003	0,003
OCDD	0,2	0,001	69	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000
2378-TCDF	0,2	0,1	75	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013	0,013
12378-PCDF	0,1	0,05	72	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
23478-PCDF	0,1	0,5	72	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035	0,035
123478-HxCDF	0,07	0,1	74	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
123678HxCDF	0,05	0,1	74	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003
234678-HxCDF	0,07	0,1	74	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
123789-HxCDF	0,07	0,1	74	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005
1234678-HpCDF	0,08	0,01	74	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
1234789-HpCDF	0,09	0,01	74	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
OCDF	0,1	0,001	73	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Somme EQT (ng EQT/kg)				0,260	0,263	0,262	0,263	0,263	0,262

¹ LDM : limite de détection de la méthode d'analyse

² FET : facteur d'équivalence toxique

³ Nous avons considéré la moitié de la limite de détection lorsque la concentration des congénères était inférieure à la limite de détection ou la limite de quantification de la méthode d'analyse.

ANNEXES DU CHAPITRE III

ANNEXE III-A. CADMIUM DANS LES ALIMENTS DU QUÉBEC	An. III-2
ANNEXE III.B. FACTEURS D'ÉQUIVALENCE TOXIQUE POUR LES DIOXINES/FURANNES	An. III-6

ANNEXE III-A

CADMIUM DANS LES ALIMENTS DU QUÉBEC

Annexe III-A : Cadmium dans les aliments du Québec

Tableau III-A-1. Concentrations de cadmium dans les aliments au Québec

Type d'aliments	Concentration (µg/kg)		
	SBES ¹	MAPAQ ²	MPO ³
Lait entier	0,69	9,37	-
Lait, 2%	0,09		
Lait, écrémé	0,08		
Lait évaporé, conserve	0,15		
Crème, 10-12%	0,16		
Crème glacée	2,13		
Crème glacée (lait glacé)	0,14		
Yaourt (mêlé)	1,60		
Yaourt (nature)	0,11		
Fromage	0,73		
Fromage, cottage	0,41		
Fromage fondu, cheddar	0,68		
Beurre	1,02		
Bœuf, steak cuit	1,58		
Bœuf, rôti et bouilli	0,57		
Bœuf, haché, cuit	1,95		
Bœuf, haché, cru	0,49		
Porc, frais, cuit	0,82		
Porc, frais, cru	0,46		
Porc, salé/séché	3,96		
Veau, cuit	0,64		
Veau, cru	0,64		
Agneau, cuit	1,30		
Agneau, cru	1,65		
Volaille, poulet et dinde, cuite	1,37		
Volaille, poulet et dinde, crue	0,76		
Œufs	0,42		
Viscères, foie et rognon	113		
Saucissons et viandes froides	6,75		
Viande, conserve	2,12		
Poisson marin, frais/congelé, cuit	4,10		
Poisson marin, frais/congelé, cru	1,21	20,7	21,7
Poisson eau douce, frais/congelé, cuit	4,31		
Poisson eau douce, frais/congelé, cru	7,72	4,20	
Poisson, conserve	9,25		
Fruits de mer, frais ou congelés	20,4	280	142
Soupe aux pois, conserve	2,60		
Soupe à la tomate, conserve	12,7		
Soupe, hyophilisée	2,01		
Pain, blanc	25,0		
Pain, blé entier ou seigle	31,1		
Petits pains et pains secs	29,2		
Farine, blé	33,4		
Gâteau, blanc, jaune, chocolat	15,9		
Gâteau, blanc, jaune	12,4		
Gâteau chocolat	11,9		
Biscuits	20,0		
Danoises/brioques et beignets	13,0		
Craquelins	17,8		

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Type d'aliments	Concentration (µg/kg)		
	SBES ¹	MAPAQ ²	MPO ³
Crêpes	10,7		
Céréales blé, cuites	5,95		
Céréales blé, sèches	33,4		
Céréales, avoine	5,78		
Céréales, avoine, sèches	19,6		
Céréales, maïs	1,64		
Céréales, blé et son	45,3		
Céréales riz, cuites	6,71		
Céréales riz, sèches	15,5		
Tarte, pomme	5,25		
Tarte, autres	3,05		
Pizza	13,6		
Pâtes, conserve	11,5		
Pâtes, ordinaire	15,6		
Maïs, cru et conserve, cuit	2,66		
Maïs, cru	1,86		
Maïs grain, conserve	2,96		
Maïs crème, conserve	0,58		
Patates, crues	20,5	25,3	
Patates, au four	20,9		
Patates, bouillies avec peau	25,6		
Patates, bouillies sans peau	21,0		
Patates frites, congelées	32,9		
Patates, croustilles	72,4		
Chou	2,34		
Céleri	3,74		
Poivrons	11,5	5,00	
Laitue	9,88	5,00	
Chou-fleur, cru et cuit	11,3		
Chou-fleur, cru	12,3		
Brocoli	8,38		
Haricots, crus et conserve, cuits	1,15		
Haricots, crus	2,79		
Haricots, conserve	0,84		
Pois, crus et conserve, cuits	0,47		
Pois, crus	2,79		
Pois, conserve	1,10		
Carottes cuites	12,5		
Carottes crues	18,1		
Oignons, cuits	7,44		
Oignons, crus	9,51	500	
Rutabaga ou navet	5,71		
Tomates, crues et cuites	2,78		
Tomates, crues	5,51		
Tomates jus, conserve	17,8	5,00	
Tomates sauces, conserve & Ketchup	29,4		
Tomates, conserve	24,9	24,4	
Ketchup	35,5		
Champignons, crus	8,50	1612	
Champignons, conserve	5,31		
Concombres, crus et marinés	7,19		
Concombres, crus	1,23	5,00	
Agrumes, crus	0,24		
Agrumes, conserve	0,14		
Agrumes jus	0,07	5,00	
Agrumes jus, conserve	0,31		
Pommes, crues	0,17		

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Type d'aliments	Concentration (µg/kg)		
	SBES ¹	MAPAQ ²	MPO ³
Pommes jus non sucré, conserve	0,63		
Pommes compote sucrée, conserve	0,06		
Bananes	0,16		
Raisins	0,22		
Raisins jus, bouteille	1,04		
Pêches, crues et conserve	1,45		
Pêches, crues	1,39		
Pêches, conserve	2,17		
Poires, crues et cuites	1,34		
Poires, crues	0,84		
Poires, conserve	1,57		
Prunes, crues séchées ou conserve	0,33		
Prunes crues	0,11		
Prunes sèches	1,02		
Cerises crues et conserve	8,28		
Melons	2,69		
Fraises	14,5		
Bleuets	0,78		
Ananas conserve	0,30		
Ananas, crues	0,79		
Gras de cuisson et huile végétale	0,62	5,00	
Margarine	0,58		
Arachides, séchées ou beurre	31,1		
Sucre, blanc	0,20		
Sirop	0,14		
Confiture	5,73		
Miel	0,12		
Pudding	4,99		
Confiserie, barre de chocolat	12,8		
Confiserie, autres	0,41		
Café	0,11		
Thé	0,03		
Eaux gazeuses	0,07		
Vin	0,36		
Bière, bouteille et canette	0,12		
Bière, bouteille	0,19		
Muffins	16,7		
Haricots au four	2,96		
Raisins séchés	0,99		
Saucisse viennoise	5,07		
Dessert, gélatine	0,14		
Betterave, crues et conserve, cuites	30,2		
Eau du robinet, cuisine	0,03		

Source : Villeneuve et Dewailly, 1993

¹ Santé et Bien-être social Canada (SBES) : Total Diet Study 1985-1988.

² Ministère de l'agriculture, des Pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ : Sommaires d'enquête de 1989-1990 et de 1990-1991).

³ Ministère des Pêches et Océan Canada (MPO), direction de l'Inspection : résultats d'analyse 1985-1990.

ANNEXE III-B

FACTEURS D'ÉQUIVALENCE TOXIQUE POUR LES DIOXINES/FURANNES

ANNEXE III-B

FACTEURS D'ÉQUIVALENCE TOXIQUE POUR LES DIOXINES/FURANNES

Le degré de toxicité des dioxines/furannes varie beaucoup d'une molécule à l'autre. La 2,3,7,8-TCDD constitue le congénère le plus toxique. Parmi les séries d'homologues, les congénères ayant une substitution chlorée en position 2,3,7,8 représentent les molécules les plus toxiques de chaque série. Parmi ces congénères de dioxines/furannes, le degré de toxicité diminue avec le nombre de chlores supplémentaires. Et parmi les congénères ayant des configurations semblables, les dioxines sont plus toxiques que leurs correspondants furannes.

Afin de comparer la toxicité de mélanges différents de dioxines/furannes, plusieurs organismes gouvernementaux ont proposé des facteurs d'équivalence toxique (FET). Ces FET ont été développés pour les 17 congénères les plus toxiques de dioxines/furannes et permettent d'exprimer la toxicité de chaque congénère en équivalent 2,3,7,8-TCDD (EQT). Le tableau III-B-1 présente les principaux FET actuellement utilisés : les FET de NATO/CCMS (1988) (NATO/CCMS, 1988 cité par U.S.EPA, 2000), ceux de l'EPA (1989) (U.S.EPA, 2000) ainsi que ceux de WHO (1998) (Van der Berg, 1998 cité par ATSDR, 1998). Les FET de NATO-CCMS (1988) et ceux de l'EPA (1989) sont les mêmes. On les cite généralement comme étant les FET internationaux (I-FET). Quant FET de WHO (1998), ils diffèrent des deux premiers en ce qui concerne la 1,2,3,7,8-PeCDD et les congénères OCDD et OCDF. Ils intègrent également des FET pour certains congénères de BPC qui ont un mécanisme d'action toxique semblables aux dioxines/furannes. Toutefois, ils sont relativement récents et ne sont pas encore généralisés. A moins d'une mention spéciale, ils ne sont pas utilisés dans ce document.

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Tableau III-B-1. Facteurs d'équivalence toxique pour les dioxines, furannes et BPC

Congénères	Facteurs d'équivalence toxique		
	NATO-CCMS, 1988 ¹	EPA, 1989 ²	WHO, 1998 ³
PCDD			
2,3,7,8-TCDD	1	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	0,5	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,001	0,001	0,0001
PCDF			
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,05	0,05
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,001	0,001	0,0001
BPC			
3,3',4,4'-BTC			0,0001
3,4,4',5-BTC			0,0001
2,3,3',4,4'-BPcC			0,0001
2,3,4,4',5-BPcC			0,0005
2,3',4,4',5-BPcC			0,0001
2,3,4,4',5-BPcC			0,0001
3,3',4,4',5-BPcC			0,1
2,3,3',4,4',5-BHxC			0,0005
2,3,3',4,4',5',5'-BHxC			0,0005
2,3',4,4',5,5'-BHxC			0,00001
3,3',4,4',5,5'-BHxC			0,01
2,3,3',4,4',5,5'-BHpC			0,0001

¹ NATO/CCMS, 1988 cité par U.S.EPA, 2000a

² U.S.EPA, 2000b

³ Van der Berg, 1998 cité par ATSDR, 1998

ANNEXES DU CHAPITRE V

ANNEXE V-A. DISPERSION DES DIOXINES/FURANNES DANS L'AIR : APPLICATION DU MODÈLE ISCLT3	An.V-2
ANNEXE V-B. VALEURS EXPÉRIMENTALES UTILISÉES POUR DÉTERMINER LES PENTES D'ABSORPTION	An. V-14
ANNEXE V-C. SUPERFICIES EN CULTURE AU QUÉBEC	An. V-30
ANNEXE V-D. SÉLECTION DES TAUX D'EXPOSITION DES INDIVIDUS FORTEMENT EXPOSÉS	An.V-32
ANNEXE V-E. EXPLICATIONS RELATIVES AUX SCÉNARIOS DE FERTILISATION.....	An.V-51

Annexe V-A

DISPERSION DES DIOXINES/FURANNES DANS L'AIR : APPLICATION DU MODÈLE ISCLT3

APPLICATION DU MODÈLE ISCLT3

**RAPPORT PRÉSENTÉ À
L'INSTITUT NATIONAL DE SANTÉ PUBLIQUE**

RICHARD LEDUC, Ph.D.

**DIRECTION DU SUIVI DE L'ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT
MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT**

AOÛT 2000

1. INTRODUCTION

Le présent rapport a pour objectif de décrire la méthodologie utilisée pour modéliser la dispersion de contaminants en provenance d'une parcelle agricole cultivée et de présenter les résultats. Ceci fait suite à une demande de collaboration de l'Institut national de santé publique dans le cadre d'une étude portant sur l'exposition suite à l'épandage de matières résiduelles fertilisantes sur les sols agricoles.

2. MODÈLE

Le modèle employé est le modèle ISC3 de US-EPA. Ce modèle fait partie des modèles réglementaires et son usage est recommandé par le MENV.

Compte tenu du contexte de l'étude, la concentration nécessaire pour évaluer l'exposition est une moyenne long terme et non pas une valeur extrême. La version long terme (ISCLT) du modèle a donc été utilisée.

3. DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

La version long terme du modèle exige l'usage de données météorologiques statistiques du type STAR. Ces données consistent en des fréquences de stabilité atmosphérique (A à F) par direction de vent et par classe de vitesse de vent. Pour la direction du vent, la rose des vents compte 16 directions, plus le vent calme. La vitesse du vent est partagée en 6 classes soit 0-3 kt, 4-6 kt, 7-10 kt, 11-16 kt, 17-21 kt et plus de 21 kt.

Le calcul des fréquences est effectué pour chaque mois et est stratifié par classe de stabilité atmosphérique, par direction du vent et par classe de vitesse à l'aide du programme STAR de US-EPA.

Les données météorologiques de Mirabel pour les années 1990-1994 ont servi au calcul des fréquences mensuelles moyennes.

La hauteur de mélange calculée à partir de la station aérologique de Maniwaki a été obtenue d'Environnement Canada pour la même période; elle est ajustée pour la station de Mirabel.

Les valeurs moyennes nécessaires à l'opération du modèle, soit la température et la hauteur de mélange moyenne par mois et par classe de stabilité ont été obtenues à partir des valeurs calculées par le préprocesseur RAMMET de US-EPA et avec le logiciel SAS.

Les simulations ont été effectuées pour les mois de mai à octobre inclusivement.

Pour la période 1990-1994, les fréquences des directions de vent des mois de mai à octobre sont données au tableau 1. On note la prépondérance des directions SW-W et NE.

Direction	%	Direction	%
N	8,0	SW	29,5
NE	13,3	W	15,5
E	3,4	NW	4,5
SE	3,7	Calme	13,3
S	8,9		

Tableau 1. Fréquence moyenne (1990-94), mai à octobre à Mirabel

Les moyennes mensuelles (mai-octobre) des diverses variables météorologiques (1990-94) sont données au tableau 2.

MOIS	T (deg C)	Vitesse (m/s)	Hauteur de mélange (m)
Mai	12,4	4,8	1632
Juin	17,4	4,0	1472
Juillet	19,5	3,3	1475
Août	18,5	3,3	1626
Septembre	12,8	3,4	1482
Octobre	6,9	4,0	1562

Tableau 2. Moyennes mensuelles (1990-94), Mirabel

3. SOURCE ET ÉMISSIONS

La source considérée est un champ de 100 m par 500 m dont le grand axe est orienté NORD-SUD.

Le taux d'émission a été fixé à $1,0E-6$ g/s/m². Cette valeur unitaire permet l'obtention d'une concentration quel que soit le taux d'émission d'un contaminant, par simple multiplication.

4. RÉCEPTEURS

Le domaine de modélisation est de 1500 m par 1500 m avec des récepteurs à tous les 100 m. La source est au centre du domaine (figure 1) avec le coin inférieur SW à (700,500).

5. RÉSULTATS

Les figures 1 à 6 montrent les isoplèthes des concentrations (ug/m³) mensuelles moyennes (mai à octobre) pour un taux d'émission de $1,0E-06$ g/s/m².

Les concentrations moyennes les plus élevées sont d'environ 30 ug/m³ en bordure EST du champ.

On note une grande similitude dans la configuration des isoplèthes. Ceci est attribuable en partie à la nature de la source. Par exemple, dans le cas général d'une source ponctuelle élevée, la variation annuelle de la température de l'air provoquera une sur-élévation accrue du panache entre les mois chauds et les mois plus froids. La vitesse du vent aura aussi pour effet de modifier la sur-élévation du panache et de provoquer une variation complexe de la concentration avec la distance au niveau du sol. Dans le cas de la source de surface, la température de l'air n'intervient pas dans le calcul d'une sur-élévation (panache au sol) et la concentration décroît de manière continue avec la distance pour toutes les vitesses de vent.

La combinaison des diverses variables météorologiques et leur variation mensuelle fait en sorte que les concentrations obtenues avec ce type de source sont peu dépendantes du mois.

On notera que le niveau ambiant des contaminants considérés doit être ajouté à la valeur simulée pour évaluer la concentration ambiante totale.

6. CONCLUSION

La modélisation de la dispersion de contaminants en provenance d'une parcelle agricole pour les mois de mai à octobre a été effectuée pour une station typique du sud du Québec (Mirabel).

Les moyennes mensuelles atteignent au maximum 30 ug/m³ pour un taux d'émission de 1,0E-06 g/s/m² pour un champ de 100 m par 500 m. La configuration des isoplèthes est peu variable durant les mois considérés.

MAI
QS=1e-6 g/s/m2 DX=100m DY=500m
Concentration: ug/m3

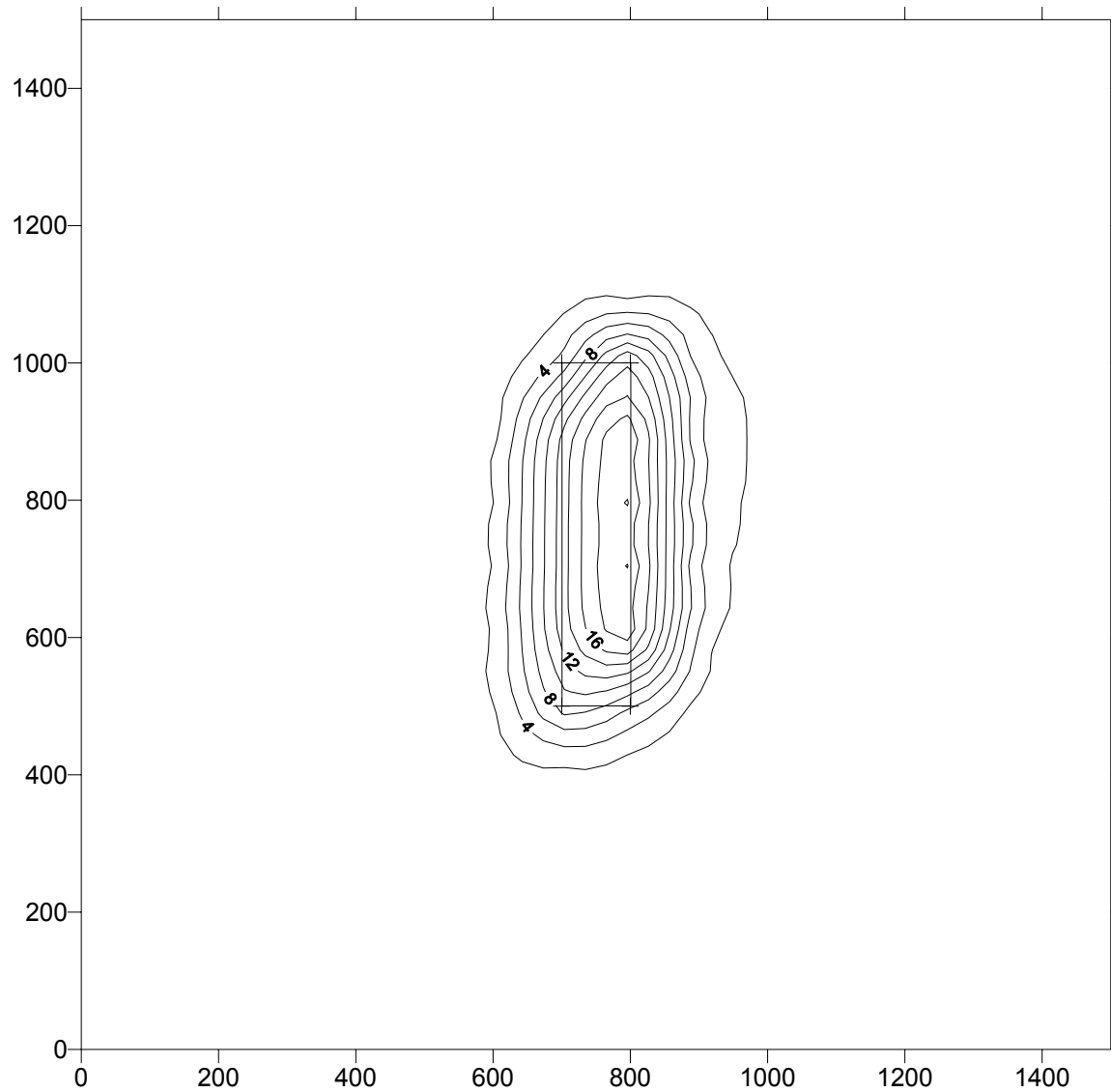


Figure 1

JUIN
QS=1e-6 g/s/m2 DX=100m DY=500m
Concentration: ug/m3

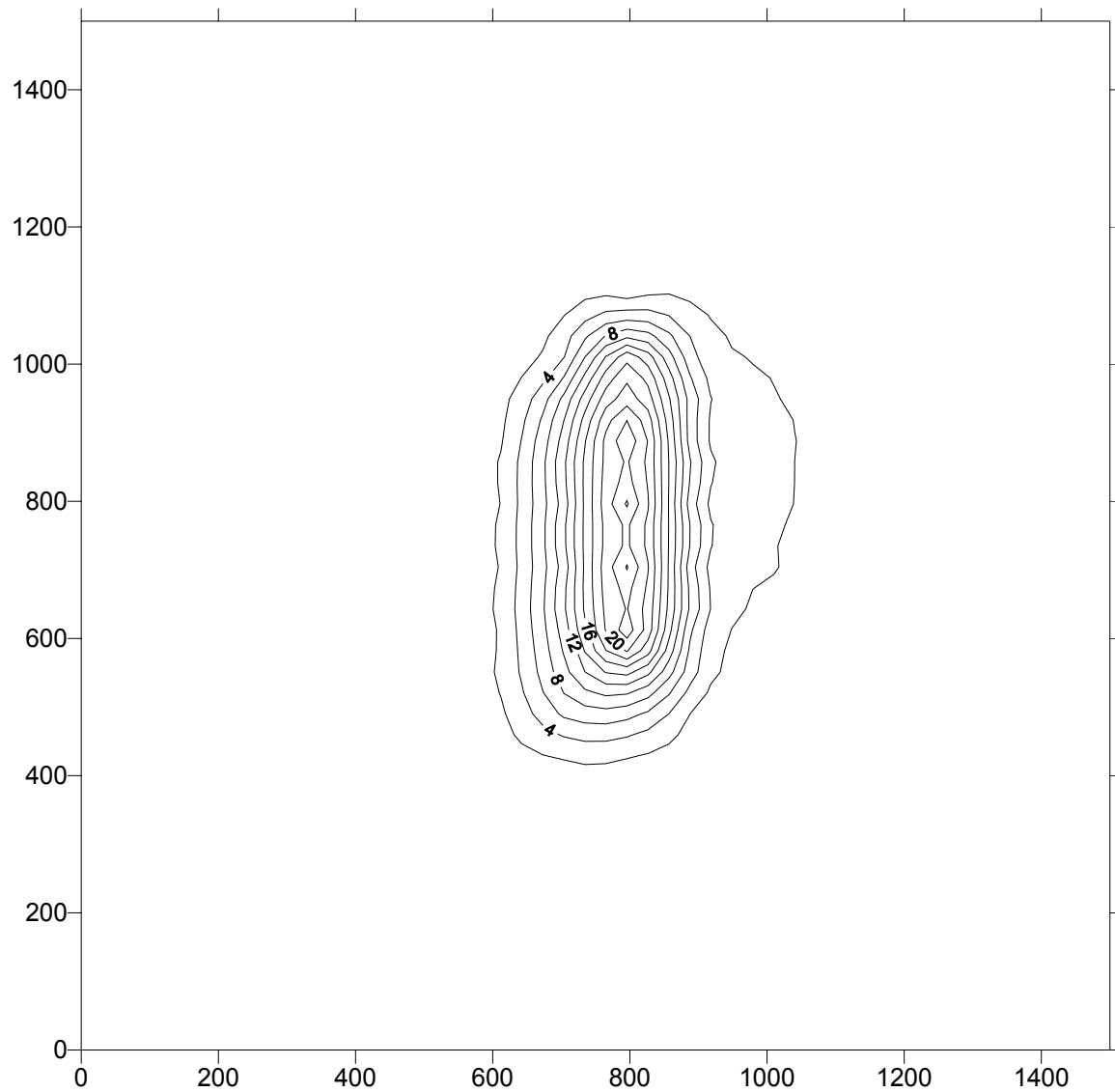


Figure 2

JUILLET
QS=1e-6 g/s/m2 DX=100m DY=500m
Concentration: ug/m3

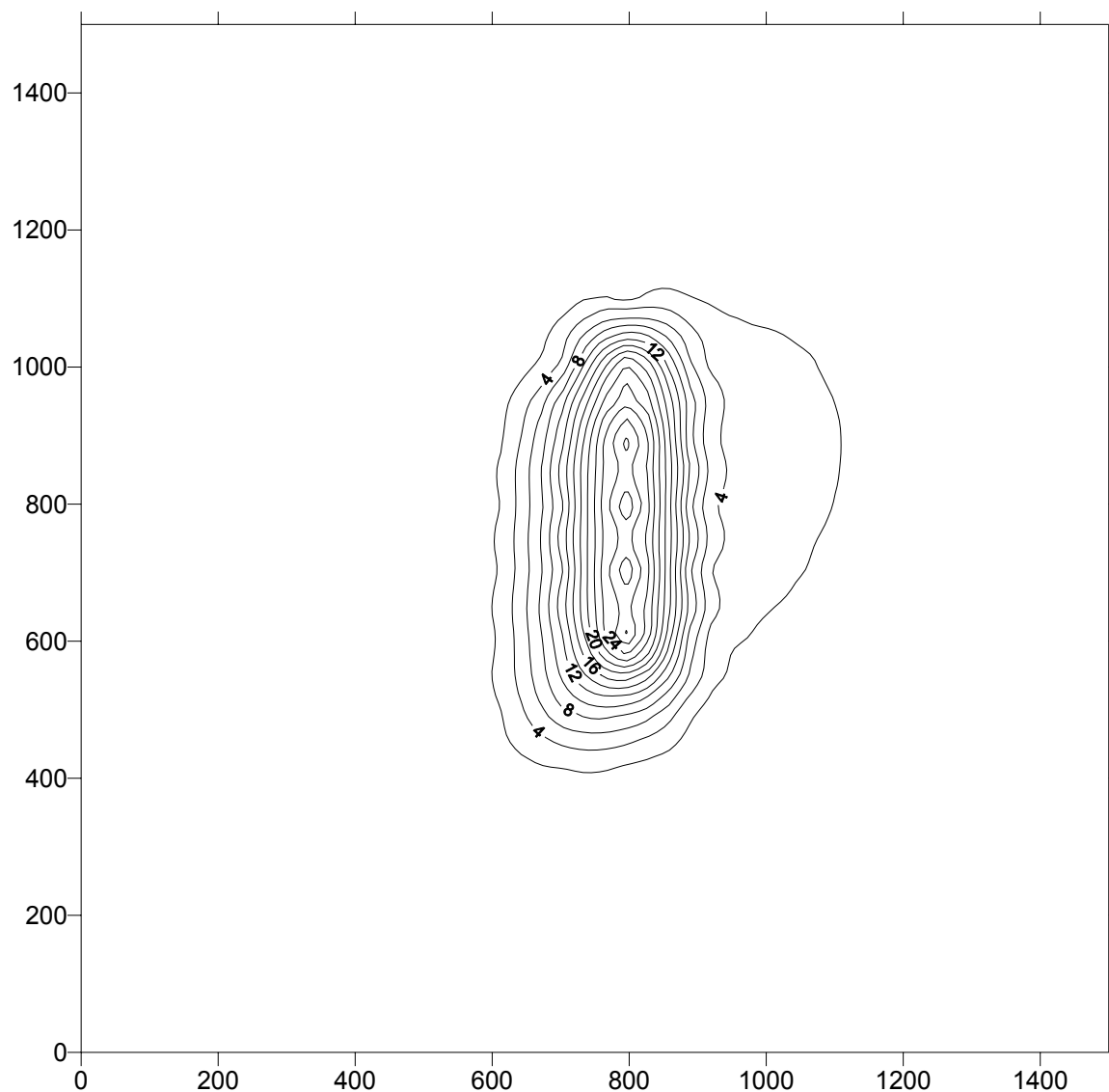


Figure 3

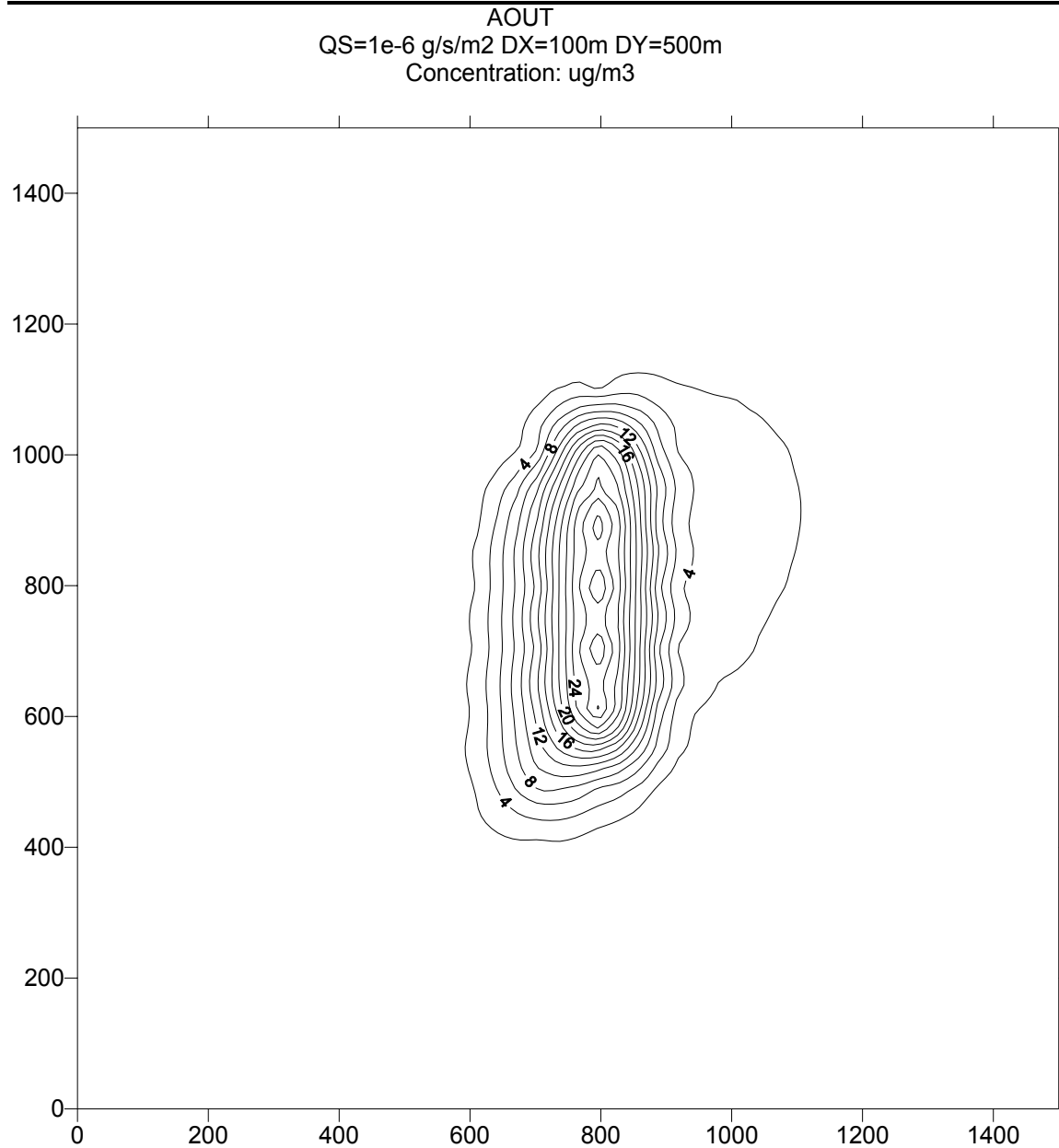


Figure 4

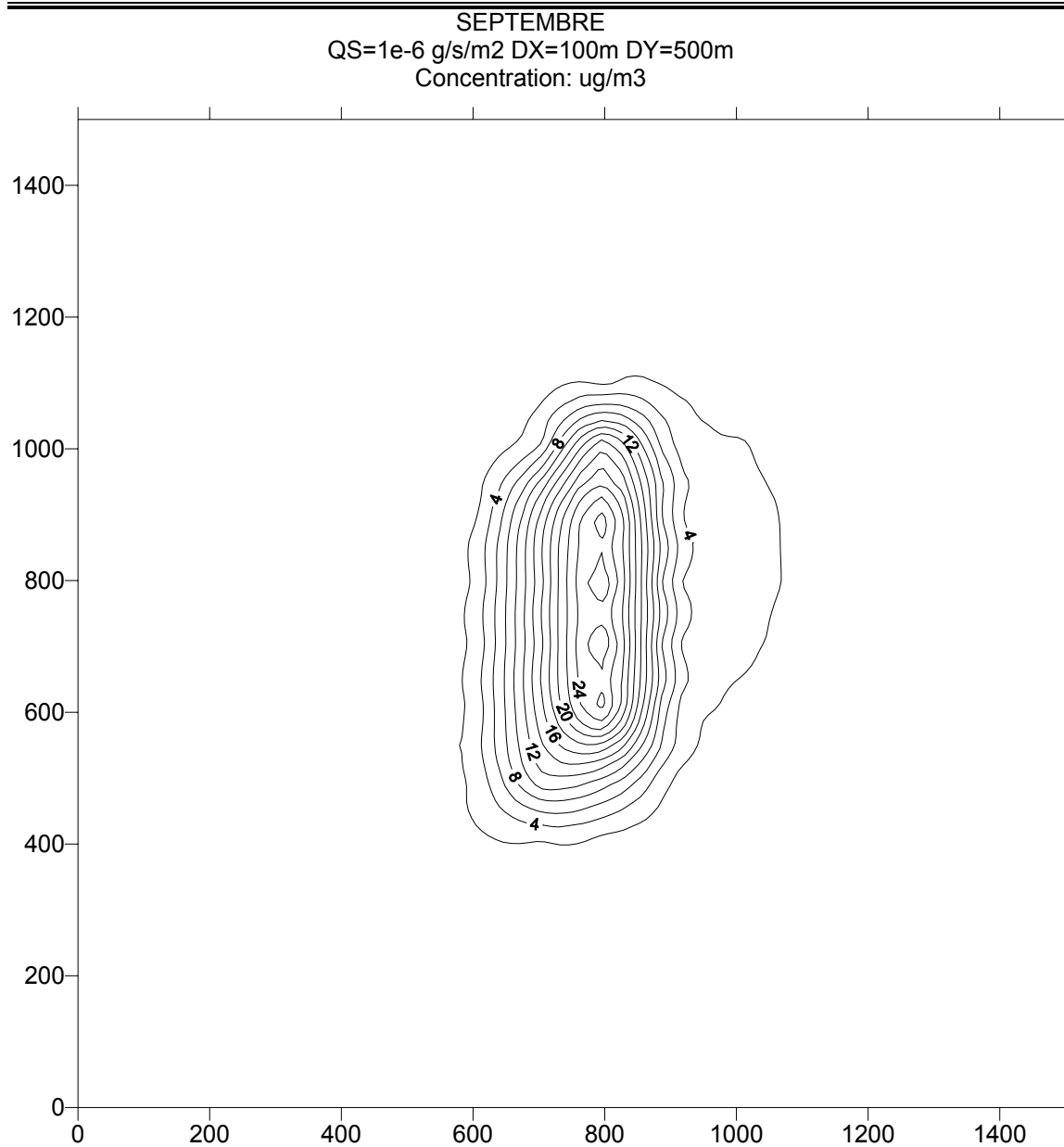


Figure 5

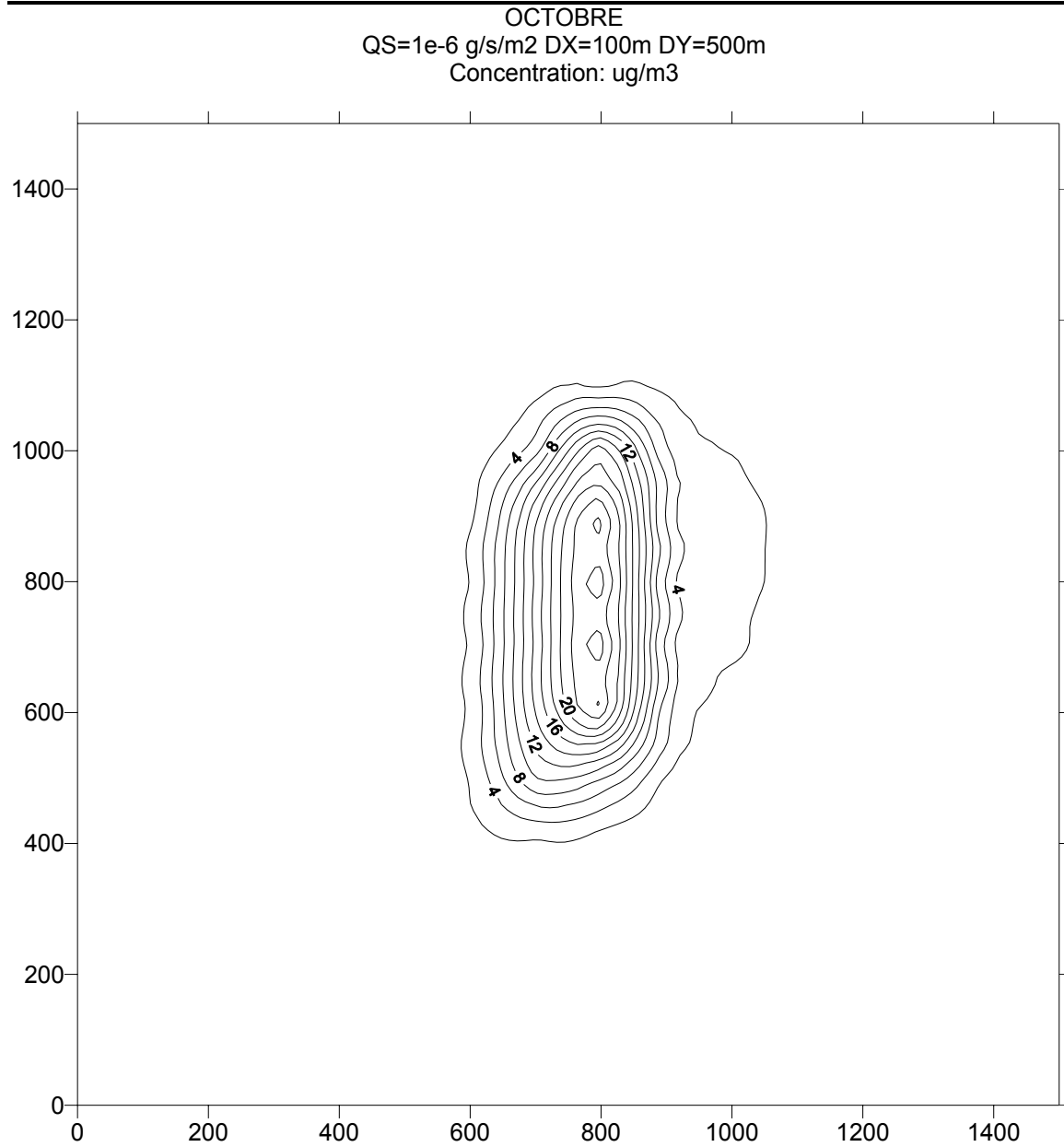


Figure 6

ANNEXE V-B

VALEURS EXPÉRIMENTALES UTILISÉES POUR DÉTERMINER LES PENTES D'ABSORPTION

**ANNEXE V-B. VALEURS EXPÉRIMENTALES UTILISÉES POUR DÉTERMINER LES
PENTES D'ABSORPTION**

Tableau V-B-1. Pentes d'absorption du cadmium pour le fourrage

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	valeur retenue
natural forage	nr	0,78	0,11	1,702
		1,35	1,08	
pea/vine	5,3	0	0,02	0,133
		0,83	0,13	
		1,66	0,16	
		3,32	0,2	
feuille maïs	5,3	0	0,026	0,371
		0,83	0,027	
		1,66	0,61	
		3,32	1,32	
maïs fourrage	5,4	0	1	1,391
		0,008	2,3	
		1,6	3,3	
		3,2	5,3	
maïs	5,4	0	1	1,080
		2,5	3,7	
		5	3,5	
		10	4,1	
cmaïs	5,4	0	1,1	0,960
		5	5,9	
		10	6,6	
		20	7,9	
bean-vine	5,4	0	0,3	0,160
		5	1,1	
		10	1,1	
		20	1,3	
corn leaf	5,2-5,6	0	0,83	3,853
		0,75	3,66	
		1,5	6,73	
		3	8,45	

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	valeur retenue
corn-leaf	5,1-5,6	0	0,2	1,911
		0,75	0,66	
		1,5	2,08	
		3	4,96	
corn	5,4	0	0,29	0,999
		25,3	3,88	
feuille de maïs sucré	6,5	0	0,28	1,139
		1,5	0,49	
feuille de maïs sucré	6,5	0	0,28	0,001
		1,5	0,22	
feuille de maïs sucré	6,5	0	0,28	0,001
		0,21	0,24	
ryegrass	6,5	0,6	0,11	0,014
		12,57	0,28	
ryegrass	6,7	1,4	0,17	0,023
		15,12	0,48	
feuille barley	6,2-6,4	0	0,67	0,004
		23	0,76	
bean/vine	compost, 5,4	0	0,5	0,001
		0,8	0,5	
		1,6	0,5	
		3,2	0,5	
bean/vine	compost, 5,4	0	0,5	0,240
		2,5	1,1	
		5	1,2	
		10	1,2	
maïs	compost, 5,4	0	1,1	1,188
		1,6	3	
		3,2	3,9	
		6,4	5,7	
bean/vine	compost, 5,4	0	0,3	0,063
		1,6	0,4	

ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM ET DE DIOXINES/FURANNES

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	valeur retenue
		3,2	0,4	
		6,4	0,4	
maïs grain	5,9-6,0	0	0,01	0,001
		0,9	0,01	
		1,8	0,01	
maïs	5,9-6,0	0	0,03	0,111
		0,9	0,13	
		1,8	0,07	
barley	5,9-6,0	0	0,12	0,011
		0,9	0,13	
		1,8	0,14	
ryegrass	6,5	0,6	0,11	0,048
		4,52	0,3	
ryegrass	6,7	1,4	0,19	0,055
		6,7	0,48	
ryegrass	6,7	1,5	0,05	0,015
		22,15	0,35	
Moyenne géométrique				0,098

Tableau V-B-2. Pentas d'absorption du cadmium pour les légumes à fruits

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
cantaloup	4,6-6	0	18	0,636	0,636
		11	25		
brocoli	4,7-6,2	0	0,27	0,056	0,056
		11	0,89		
aubergine	4,7-6,2	0	0,54	0,100	0,100
		11	1,64		
tomate	4,7-6,2	0	0,52	0,047	0,047
		11	1,04		
squash	5,1-6	0	0,15	0,011	0,011
		11	0,27		
poivron	5,1-6	0	0,3	0,091	0,091
		11	1,3		
pea grain	5,3	0	0,03	0,012	0,012
		0,83	0,04	0,006	
		1,66	0,04	0,003	
		3,32	0,04		
tomate	5,3	0	0,08	0,145	0,151
		0,83	0,2	0,151	
		1,66	0,33	0,075	
		3,32	0,33		
pea pod	5,3	0	0,02	0,072	0,072
		0,83	0,08	0,036	
		1,66	0,08	0,012	
		3,32	0,06		
tomate	6,6	0	0,39	0,229	0,229
		0,7	0,55	0,079	
		1,4	0,5		
tomate	6,6	0	0,32	0,114	0,114
		0,7	0,4	0,057	
		1,4	0,4		
tomate	6,3	0	0,39	0,150	0,325
		0,4	0,45	0,325	
		0,8	0,65		

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
tomate	6,3	0	0,32	0,275	0,275
		0,4	0,43	-0,075	
		0,8	0,26		
tomate	7,1	0	0,39	0,116	0,116
		3,1	0,75	0,018	
		6,2	0,5		
tomate	7,1	0	0,32	0,026	0,029
		3,1	0,4	0,029	
		6,2	0,5		
Moyenne géométrique					0,089

Tableau V-B-3. Pentés d'absorption du cadmium pour les graines et céréales

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
maïs	4,9-6,5	0	0,01	0,004	0,004
		38,6	0,17		
maïs	5,2-5,6	0	0,27	0,045	0,045
		0,75	0,41		
maïs	4,5-4,6	0	0,29	0,280	0,280
		0,75	0,5	0,140	
		1,5	0,5	0,107	
		3	0,61		
maïs	5,1-5,6	0	0,12	0,200	0,207
		0,75	0,27	0,207	
		1,5	0,43	0,173	
		3	0,64		
blé	6,5	0,6	0,14	0,016	0,016
		12,57	0,33		
blé	6,7	1,4	0,26	0,021	0,021
		15,12	0,55		
barley	6,2-6,4	0	0,04	0,001	0,001
		23	0,05		

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

wheat/grain	6,5	0,6	0,13	0,041	0,041
		4,52	0,29		
wheat grain	6,7	1,4	0,26	0,049	0,049
		6,7	0,52		
Moyenne géométrique					0,031

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-B-4. Pentas d'absorption du cadmium pour les légumes à feuilles

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
laitue	5,6	1,26	0,5544	0,440	0,440
laitue	5,6	1,26	2,457	1,950	1,950
swiss chard	5,7	0,84	1	1,190	1,190
swiss chard	5,6	2,24	2,2	0,982	0,982
swiss chard	5,5	3,3	23,298	7,060	7,060
swiss chard	6	0,78	0,095	0,122	0,122
swiss chard	6,3	1,95	0,63	0,323	0,323
swiss chard	5,5	9	25,83	2,870	2,870
swiss chard	6,2	6,92	2,484	0,359	0,359
swiss chard	5,5	3,19	4,53	1,420	1,420
swiss chard	6,2	4,43	1,675	0,378	0,378
swiss chard	6,6	2,47	0,785	0,318	0,318
swiss chard	5,9	0,32	0,115	0,359	0,359
swiss chard	6,7	12,65	1,505	0,119	0,119
laitue R	5,3-5,4	0	1,26	0,453	0,453
		3	2,62		
laitue R	6,2	0	0,62	0,103	0,103
		3	0,93		
laitue R	5,3-5,6	0	1,26	1,397	1,397
		21	30,6		
laitue R	6,2-6,6	0	0,62	0,272	0,272
		21	6,34		
swiss chard	5,7	0	0,7	0,310	0,310
		3	1,63		
swiss chard	6,7-6,8	0	0,33	0,217	0,217

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
		3	0,98		
swiss chard	5,7-6,3	0	0,7	0,044	0,044
		21	1,63		
swiss chard	6,7	0	0,33	0,031	0,031
		21	0,98		
collard greens	5,5-5,6	0	0,62	-0,027	0,001
		3	0,54		
collard greens	6,4-6,3	0	0,53	-0,037	0,001
		3	0,42		
collard greens	5,5-6,3	0	0,62	0,107	0,107
		21	2,86		
collard greens	6,4-6,8	0	0,53	0,080	0,080
		21	2,2		
laitue	4,6-6,0	0	1,18	0,656	0,656
		11	8,4		
laitue R	4,6-6,0	0	0,88	0,125	0,125
		11	2,25		
Laitue boston	4,6-6,0	0	0,95	0,195	0,195
		11	3,1		
chou	4,6-6,0	0	0,19	0,015	0,015
		11	0,35		
laitue great lakes	4,7-6,2	0	0,86	0,245	0,245
		11	3,56		
laitue great lakes	5,1-6,0	0	0,3	0,918	0,918
		11	10,4		
laitue romaine	5,8	0	0,6	1,310	1,310
		0,84	1,7		
laitue romaine	6	0	0,6	0,848	0,848
		2,24	2,5		
laitue romaine	6,7	0	0,6	0,333	0,333
		1,5	1,1		

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	penetration (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
laitue romaine	5,6	0	0,6	5,119	5,119
		5,04	26,4		
laitue romaine	5,5	0	0,6	3,333	3,333
		3,3	11,6		
laitue	6,5	0	0,61	0,807	0,807
		0,83	1,28	0,669	
		1,66	1,72	0,620	
		3,32	2,67		
turnip/greens	5,8	0	1	0,867	0,867
		3	3,6	0,667	
		5,1	4,4		
chou	6,6	0	0,08	0,057	0,057
		0,7	0,12	0,014	
		1,4	0,1		
chou	6,9	0	0,08	0,057	0,057
		0,7	0,12	0,014	
		1,4	0,1		
chou	6,3	0	0,08	0,150	0,150
		0,4	0,14	0,138	
		0,8	0,19		
laitue	6,5	0,6	0,73	0,129	0,129
		12,57	2,27		
laitue	6,7	1,4	4,65	0,079	0,079
		15,12	5,74		
chou	6,5	0,6	0,11	0,010	0,010
		4,52	0,15		
chou	6,5	0,6	0,12	0,009	0,009
		12,57	0,23		
chou	6,7	1,4	0,27	0,002	0,002
		6,7	0,28		
chou	6,7	1,4	0,25	0,003	0,003
		15,12	0,29		

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
laitue	liquid, 6,5	0,6	0,77	0,406	0,406
		4,52	2,36		
laitue	liquid, 6,7	1,4	5,72	0,313	0,313
		6,7	7,38		
Moyenne géométrique					0,194

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-B-5. Pentes d'absorption du cadmium pour les légumineuses

Espèce	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
haricot grain	5,1-6	0	0,1	0,009	0,009
		11	0,2		
haricot, pod	5,4	0	0,2	0,000	0,001
		2,5	0,2	0,000	
		5	0,2	0,000	
		10	0,2		
haricot.pod	5,4	0	0,1	0,020	0,02
		5	0,2	0,010	
		10	0,2	0,005	
		20	0,2		
haricot vert. Gousse et grain	6,6	0	0,1	0,000	0,001
		0,7	0,1	0,000	
		1,4	0,1		
haricot vert. Gousse et grain	6,9	0	0,1	0,000	0,001
		0,7	0,1	0,000	
		1,4	0,1		
haricot vert. Gousse et grain	6,3	0	0,1	0,000	0,001
		0,4	0,1	0,000	
		0,8	0,1		
graine soja	5,9-6,0	0,14	0,14	-0,042	0,033
		0,86	0,11	0,045	
		1,26	0,19	0,022	
		2,84	0,2		
graine soja	5,3-5,6	0,14	0,34	-0,156	0,001
		0,78	0,24	-0,120	
		1,22	0,21	-0,040	
		2,86	0,23		
bean pod	compost, 5,4	0	0,2	0,000	0,001
		0,8	0,2	0,000	
		1,6	0,2	-0,031	
		3,2	0,1		
bean/pod	compost, 5,4	0	0,1	0,000	0,001
		1,6	0,1	0,000	

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Espèce	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
		3,2	0,1	0,000	
		6,4	0,1		
Moyenne géométrique					0,002

Tableau V-B-6. Pentés d'absorption du cadmium pour les pommes de terre

Espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	Valeur retenue
Pomme de terre	4,7-6,2	0	0,11	-0,001	0,001
		11	0,1		
Pomme de terre	5,3	0	0,12	-0,012	0,033
		0,83	0,11	-0,060	
		1,66	0,021	0,033	
		3,32	0,23		
Pomme de terre	6,5	0,6	0,15	0,010	0,01
		4,52	0,19		
Pomme de terre	6,5	0,6	0,16	0,003	0,003
		12,57	0,2		
Moyenne géométrique					0,006

Tableau V-B-6. Pentés d'absorption du cadmium pour les pommes de terre

espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pen- te (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
carotte/tuber	4,6-6	0	0,96	0,121	0,121
		11	2,29		
carotte	5,3	0	0,48	0,253	0,268
		0,83	0,69	0,283	
		1,66	0,95	0,202	
		3,32	1,15		
radis	5,3	0	0,13	0,012	0,054
		0,83	0,14	0,030	
		1,66	0,18	0,054	
		3,32	0,31		
radis/tuber	6,6	0	0,53	0,186	0,186
		0,7	0,66	0,107	
		1,4	0,68		
carotte/tuber	6,6	0	0,2	0,171	0,171
		0,7	0,32	0,000	
		1,4	0,2		
radis/tuber	6,9	0	0,53	-0,029	0,029
		0,7	0,51	0,029	
		1,4	0,57		
carotte/tuber	6,9	0	0,2	0,371	0,371
		0,7	0,46	0,000	
		1,4	0,2		
radis/tuber	6,3	0	0,53	-0,450	0,001
		0,4	0,35	-0,175	
		0,8	0,39		
carotte/tuber	6,3	0	0,2	0,000	0,001
		0,4	0,2	0,000	
		1,8	0,2		
radis	compost, ?	0	0,5	0,125	0,483
		1,6	0,7	0,483	
		2,9	1,9	0,404	
		5,7	2,8		
radis tubercule	7,1	0	0,53	0,084	0,084

**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
		3,1	0,79	0,039	
		6,2	0,77		
carotte tubercule	7,1	0	0,2	0,001	0,001
		3,1	0,2		
		6,2	0,2		
radis/tuber	compost, ?	0	0,2	0,125	0,129
		1,6	0,4	0,138	
		2,9	0,6	0,123	
		5,7	0,9		
carotte/tuber	compost, ?	0	0,4	0,313	0,359
		1,6	0,9	0,414	
		2,9	1,6	0,351	
		5,7	2,4		
carotte	compost, ?	0	0,5	0,063	0,69
		1,6	0,6	0,690	
		2,9	2,5	0,596	
		5,7	3,9		
turnip/tuber	compost, ?	0	0,2	0,083	0,083
		1,2	0,3	0,045	
		2,2	0,3	0,047	
		4,3	0,4		
betterave rouge	6,5	0,6	0,29	0,087	0,087
		4,52	0,63		
betterave rouge	6,5	0,6	0,23	0,038	0,038
		12,57	0,69		
betterave rouge	6,7	1,4	1	0,042	0,042
		6,7	1,22		
betterave rouge	6,7	1,4	0,8	0,034	0,034
		15,12	1,26		
Moyenne géométrique					0,059

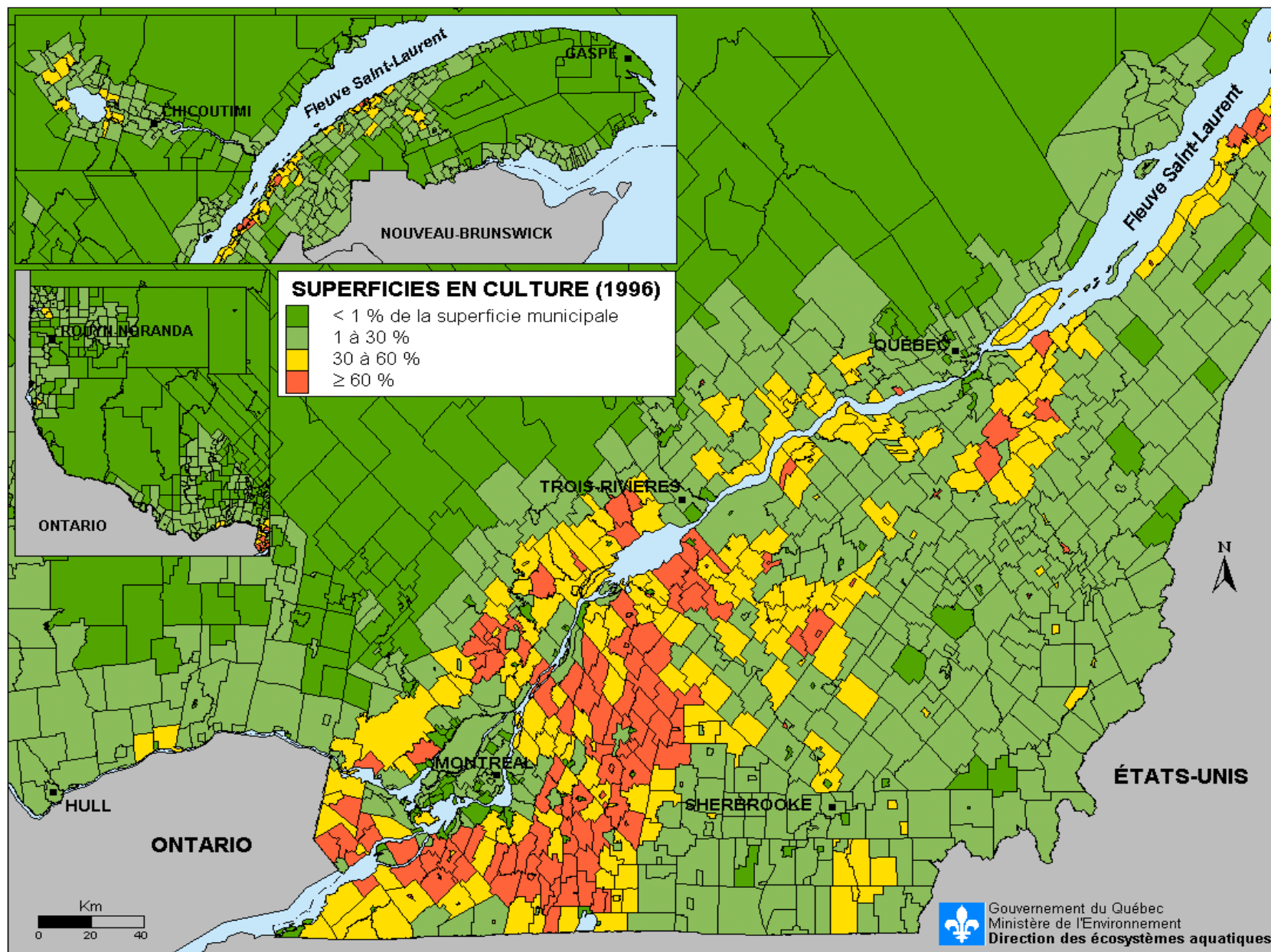
**ÉVALUATION DES IMPACTS À LONG TERME DE LA VALORISATION AGRICOLE DE MATIÈRES RÉSIDUELLES
FERTILISANTES AU QUÉBEC. MISE EN CONTEXTE ET RISQUES À LA SANTÉ ASSOCIÉS À L'APPORT DE CADMIUM
ET DE DIOXINES/FURANNES**

Tableau V-B-7. Pentas d'absorption du cadmium pour les maïs sucré

espèce végétale	pH	taux application (kg/ha)	Cd plante (µg/g)	pente EPA (µg/g)/(kg/ha)	valeur retenue
grain, sucré	5,1-6,0	0	0,1	0,155	0,155
		11	1,8		
grain, sucré	5,3	0	0,02	0,01	0,009
		0,83	0,02		
		1,66	0,03		
		3,32	0,05		
grain, sucré	compost, 5,4	0	0,3	0,236	0,500
		0,8	0,7		
		1,6	0,9		
		3,2	1,1		
grain, sucré	5,4	0	0,3	0,08	0,240
		2,5	0,9		
		5	1		
		10	1,2		
maïs grain	compost, 5,4	0	0,5	0,05	0,031
		1,6	0,5		
		3,2	0,6		
		6,4	0,6		
maïs grain	5,4	0	0,5	0,026	0,060
		5	0,7		
		10	1,1		
		20	1		
sucré, grain	6,6	0	0,08	0,064	0,114
		0,7	0,16		
		1,4	0,17		
sucré, grain	7,1	0	0,08	0,006	0,011
		3,1	0,1	0,011	
		6,2	0,15		
sucré, grain	6,9	0	0,08	0,071	0,071
		0,7	0,11		
		1,4	0,18		
sucré, grain	6,3	0	0,08	0,1	0,100
		0,4	0,11		
		0,8	0,16		
sucré, grain	6,5	0	0,05	0,026	0,027
		1,5	0,09		
sucré, grain	6,5	0	0,05	0,333	0,033
		1,5	0,1		
Moyenne géométrique					0,061

ANNEXE V-C.

SUPERFICIES EN CULTURE AU QUÉBEC



ANNEXE V-D

SÉLECTION DES TAUX D'EXPOSITION DES INDIVIDUS FORTEMENT EXPOSÉS

ANNEXE V-D

SÉLECTION DES TAUX D'EXPOSITION DES INDIVIDUS FORTEMENT EXPOSÉS

1 Taux d'ingestion

Comme il a été précisé dans l'introduction de cette évaluation de risque, notre objectif premier est d'estimer le risque pour des individus fortement exposés (IFE), qui sont représentés par des producteurs agricoles. En dehors de la période hivernale, et particulièrement lors des travaux dans les terres, ces personnes fournissent un travail physique plus important que la moyenne, ce qui est associé à une consommation alimentaire plus importante, à et à des besoins d'hydratation accrus. De plus, leur présence sur les sols recevant les MRF et leur travail entraînant en général un contact avec le sol, il est important de considérer la particularité de leur exposition.

Nous avons donc choisi d'utiliser des valeurs qui sont parfois différentes de celles recommandées par les lignes directrices du MSSS (1999), lesquelles représentent davantage la population en général. Les valeurs sélectionnées sont, lorsque disponibles, les 95^{ème} centiles.

1.1 Consommation d'eau potable

Les valeurs moyennes de consommation d'eau proposées par les lignes directrices du MSSS (1999) sont cohérentes avec celles publiées par EFH (1997). Toutefois, dans le cadre de l'évaluation du risque pour des fermiers, c'est-à-dire des personnes ayant une activité physique plus élevée que la moyenne, il serait préférable d'utiliser des valeurs 95^{ème} centile que des valeurs moyennes, ou des valeurs mesurées spécifiquement chez des personnes ayant une activité physique. Les données publiées par EFH concernant les personnes actives physiquement proviennent de l'armée américaine, et varient entre 6 et 11 L/jour (climat tempéré et chaud, respectivement). Ces valeurs nous semblent assez élevées. La valeur 90^{ème} centile publiée par Richardson (1997, valeur canadienne) et par EFH est de 2,4 L/jour. Cette valeur nous semble acceptable pour représenter la consommation d'eau par les agriculteurs adultes et actifs. Cependant cette valeur est certainement trop élevée pour les personnes moins actives (après 60 ans). Nous proposons donc la valeur de 2,4 L/j entre 20 et 60 ans, et 1,584 entre 60 et 75 ans. Pour les enfants de 12 à 19 ans, nous avons considéré qu'ils pouvaient travailler au champ au moins pendant la période estivale (vacances scolaires), ce qui nous amène également à utiliser un taux de consommation d'eau potable plus important. Nous avons sélectionné le taux de consommation 90^{ème} centile proposé par EFH, soit 1,7 L/j.

Les taux de consommation journalière choisis proposés par le MSSS pour la population générale et les taux utilisés dans cette évaluation de risque sont présentés dans le tableau V-D-1.

Tableau V-D-1. Taux de consommation journalière d'eau

Tranche d'âge (an)	Quantité consommée par personne (L/jour)	
	Valeurs moyenne pour population générale ¹	Valeurs proposée pour les fermiers
<0,5	0,596	0,596
0,5 à 4	0,728	0,728
5 à 11	0,985	0,985
12 à 19	1,232	1,70 ²
20 à 60	1,584	2,36 ²
60 à 75	1,584	1,584

¹ selon MSSS, 1999

² selon U.S.EPA, 1997 et Santé et Bien-être social Canada, 1981

Pour les besoins de la présente évaluation de risque, la consommation d'eau journalière en fonction de la classe d'âge a été transformée en consommation moyenne sur la durée de vie en utilisant la formule suivante :

$$I_e = \frac{\sum_{i=1}^5 I_{e,i} \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad [\text{V-D-1}]$$

où

I_e = quantité journalière moyenne d'eau potable ingérée sur 70 ans (L/j)

I_{e,i} = quantité journalière moyenne d'eau potable ingérée pendant la tranche d'âge i

T_i = durée de la tranche d'âge i.

Tableau V-D-2. Consommation journalière d'eau potable

Tranche d'âge (an)	Quantité consommée par personne (L/jour)	Quantité consommée durant la tranche d'âge (L)
<0,5	0,596	109
0,5 à 4	0,728	1196
5 à 11	0,985	2517
12 à 19	1,70	4964
20 à 59	2,36	34456
60 à 75	1,584	9250
Quantité journalière moyenne ingérée pour une durée de vie de 75 ans (L/j)		1,892

1.2 Consommation d'aliments

1.2.1 Données canadiennes et québécoises

1.2.1.1 Richardson 1997 : données canadiennes de 1970-1972

Une enquête nationale menée par Santé et Bien-être Social Canada (SBSC) en 1970-72 fournit les données correspondant à la consommation 24 heures des Canadiens, et concerne 180 aliments. Les données brutes de cette étude ne sont pas disponibles, mais une compilation récente (Richardson, 1997) présente les données de consommation journalière moyenne de 10 groupes d'aliments pour chaque sexe et pour plusieurs tranches d'âge. Ces données correspondent aux quantités ingérées au moment de l'enquête par les personnes interrogées, et ne sont pas une moyenne ramenée sur la population. Par conséquent, la consommation journalière totale d'un individu ne peut être estimée en faisant la somme de toutes les denrées consommées par jour. Les données sont exprimées en g d'aliment (en poids frais) par jour. Les distributions statistiques de la consommation alimentaire sont également disponibles dans le document de Richardson. Les données exprimées en g/j pour chaque groupe d'âge peuvent être transformées en g/j sur la durée de vie selon une équation semblable à l'équation V-D-1 :

$$I_a = \frac{\sum_{i=1}^5 I_{a,i} \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i} \quad [\text{V-D-2}]$$

où

I_a = quantité journalière moyenne d'aliment ingérée sur 70 ans (g/j)

$I_{a,i}$ = quantité journalière moyenne d'aliment ingérée pendant la tranche d'âge i (g/j-an)

T_i = durée de la tranche d'âge i (an).

Les données de Richardson concernant les aliments dont la qualité peut être affectée par l'utilisation de MRF sont présentées dans le tableau V-D-3.

Tableau V-D-3. Consommation alimentaire au Canada selon Richardson (1997) exprimée en grammes de matière fraîche par kg de poids corporel par jour

Groupes alimentaires	Tranche d'âge					
	< 6 mois	6 mois – 4 ans	5 – 11 ans	12 – 19 ans	20-70 ans	Durée de vie (70 ans)
	Quantité journalière consommée (g m.f./kg-j)					
fruits	16.6	14.2	8.1	4.3	3.4	4.8
légumes	18.9	10.4	7.9	5.8	4.6	4.2
lait et produits laitiers	80.1	35.9	18.6	9.8	4.0	2.7
viande et œufs	6.3	5.2	3.8	2.8	2.3	2.8
poissons et fruits de mer	0	3.4	2.7	1.7	1.6	1.8
céréales	4.8	10.2	8.0	4.7	3.1	4.3

¹ ces valeurs correspondent aux quantités ingérées par les personnes interrogées au moment de l'enquête et non la consommation moyenne sur la population générale.

1.2.1.2 MEF 1996 : données canadiennes 1979-80

Des données recueillies sur 2761 québécois par Nutrition Canada en 1979-80 ont été compilées par le MEF (1996). Les 147 aliments identifiés ont été classés en 11 catégories d'aliments. Parmi ces classes, la catégorie « autres » comprend des produits habituellement classés dans produits laitiers (fromages, crème glacée, beurre...), fruits (confitures, jus de fruit...), légumes (légumineuses), noix et arachides, œufs (substitut d'œufs congelés), etc...

Tableau V-D-4. Consommation alimentaire selon l'enquête québécoise de Nutrition Canada menée en 1979-80 (d'après les données compilées par MEF 1996)

Groupe d'aliments	Tranches d'âge (an)						
	0-0,75	0,75-4,5	4,5-12,5	12,5-25	25-50	50-80	0-80
	Quantité consommée en g m.s./jour						
légumes totaux ¹	2,53	15,75	27,13	36,65	36,79	19,45	28,0
fruits	2,43	15,89	21,86	7,69	7,31	175,20	72,1
céréales	57,45	122,28	196,85	107,26	87,70	33,04	82,5
viandes	1,68	17,66	29,99	47,94	47,77	31,0	27,4
poisson	0,14	0,65	0,99	1,73	3,50	8,67	4,7
œufs	1,82	6,15	7,16	9,78	11,49	20,50	13,8
lait	48,53	65,37	62,19	43,98	25,50	20,50	32,3
	Quantité consommée en g m.f./jour						
Boisson ²	27,3	257,3	395,7	747,8	1186,6	892,3	874,2
Autres ³	314,5	144,7	194,7	232,2	239,2	228,7	226,0

¹ le MEF avait utilisé trois catégories de légumes (à feuille, à fruits, racines/tubercules)

² représente toutes les boissons autres que de l'eau (inclut les jus de fruits)

³ comprend fromages, beurre, noix, arachides, substituts d'œufs congelés, crèmes glacées, légumineuses, confitures, etc...

Malgré les approximations utilisées pour obtenir ces données, les résultats sont assez comparables avec les données américaines datant de 1976-80 (Tableau V-D-8).

1.2.1.3 Santé Québec 1995 : données québécoises de 1990

Une autre enquête menée par Santé Québec en 1990 Santé Québec, 1995 donne des indications sur les habitudes alimentaires des québécois mais les résultats bruts ne sont malheureusement pas disponibles. Cette étude, qui porte uniquement sur les adultes (18-74 ans), est basée sur un rappel alimentaire de 24 heures. Les auteurs ont comparé les données de 1990 avec celles obtenues en 1971 lors de l'enquête de Nutrition Canada et il ressort que la consommation de céréales, de fruits et légumes et de produits laitiers a augmenté de 6%, 2% et 23%, respectivement, la consommation de sucre et de graisses a diminué de 60% et 33%, respectivement, et la consommation globale de viande n'a pas changé entre 1971 et 1990.

1.2.1.4 Statistiques Canada 1998 : données canadiennes annuelles de consommation apparente (1961 - 1997)

Une troisième source de données provient de Statistiques Canada (Statistique Canada, 1996, Statistique Canada, 1997). Cette étude fournit des indications sommaires sur les denrées alimentaires vendues pour la consommation au Canada depuis 1961 et des indications plus détaillées pour la période 1982-1997, notamment la «consommation apparente» par personne des principaux groupes d'aliments (1961 à 1996). La «consommation apparente» est calculée en divisant la quantité de denrées alimentaires de chaque groupe vendues, par la population totale du Canada. Ces données ne tiennent compte ni des pertes liées à la préparation des aliments et à l'entreposage, ni de la consommation alimentaire des personnes n'habitant pas au Canada (visiteurs). Cependant, elles présentent l'avantage de donner une estimation de l'évolution de la consommation alimentaire au Canada. Par exemple, la consommation de fruits, de légumes, de céréales et de produits laitiers a augmenté de 44, 25, 17 et 4 %, respectivement, entre 1970-72 (date de l'enquête utilisée par Richardson) et 1994-96 (voir tableau V-D-5). Dans la même période de temps, la consommation de viande et œufs a diminué de 8%. La diminution de la consommation de viande rouge est en partie compensée par une augmentation de la consommation de volailles et de poisson Statistique Canada, 1997. Ces observations ne concordent pas très bien avec celles publiées par Santé Québec Santé Québec, 1995.

Les données présentées dans le tableau V-D-5 correspondent à la consommation apparente au Canada estimée pour la période de l'enquête de santé et Bien être Social Canada (données de 1970-72 utilisées par Richardson), pour la période des enquêtes américaines utilisées par l'U.S.EPA dans son analyse de risque sur les biosolides (1977-80, voir section suivante), et enfin aux deux dernières années pour lesquelles ces résultats sont disponibles. Les deux dernières colonnes du tableau présentent l'évolution de la consommation d'une période à l'autre.

Tableau V-D-5. Évolution de la consommation alimentaire apparente¹ par habitant au Canada entre 1970-72 et 1994-96 et entre 1977-80 et 1994-96

	consommation apparente moyenne au Canada (kg/habitant)			Augmentation de la consommation apparente au Canada entre	
	1970-72 ²	1977-80 ³	1994-96	1970-72 et 1994-96	1977-80 et 1994-96
légumes	143	161	178	25%	11%
fruits	85	108	123	44%	14%
céréales	67	67	78	17%	17%
produits laitiers	144	147	149	4%	1,5%
viande + œufs	116	115	106	-8%	-7,6%
poisson	ND	ND	9,0		

selon Statistique Canada, 1996. ND = non documenté

¹ la consommation apparente est la quantité vendue pour consommation humaine au pays/nombre d'habitants

² cette période correspond à celle de l'enquête de Santé et Bien-être social Canada reprise par Richardson

³ cette période correspond à celle des enquêtes américaines utilisées par l'U.S.EPA pour estimer la consommation alimentaire dans l'analyse de risque sur les biosolides U.S.EPA, 1992.

En résumé, les données de Statistiques Canada renseignent sur la variété des denrées disponibles par habitant, sur leur proportion et sur l'évolution de la consommation, mais ne sont pas équivalentes à la quantité effectivement consommée par habitant ; l'enquête de Santé Québec indique les tendances des habitudes alimentaires au Québec et les données canadiennes telles que publiées par Richardson sont une estimation globale de la quantité de chaque denrée consommée par des individus interrogés à un moment donné, exprimées en poids frais.

1.2.2 Données américaines

Le Département d'agriculture américain (USDA) a mené plusieurs enquêtes nationales sur la consommation alimentaire, à savoir les NFCS (Nationwide Food Consumption Survey) et les CSFII (Continuing Survey of Food Intake by Individuals). Les NFCS, entreprises environ tous les dix ans, ont pour objectif de dresser un portrait des habitudes alimentaires dans toutes les régions des États-Unis, et d'associer ces données au contexte socio-économique et aux données démographiques. Ces enquêtes sont basées sur la consommation individuelle sur 3 jours. L'objectif des CSFII est quant à lui de renseigner sur le comportement alimentaire et sur la qualité nutritionnelle de l'alimentation pour fins de réglementation relative à la production alimentaire, au marketing, à l'assistance alimentaire et à l'éducation.

1.2.2.1 Exposure Factors handbook (EFH) 1997 : données américaines nationales et régionales de 1989-1991

Les données publiées dans le Exposure Factors Handbook (EFH) (U.S.EPA, 1997) proviennent de la CSFII menée en 1989-91. Les résultats sont exprimés comme la moyenne de la consommation individuelle journalière de chaque aliment ou groupe d'aliments, en g de poids frais par jour par kg de poids corporel (exprimé pour la population générale («per capita») et non pour les

personnes ayant consommé l'aliment lors de l'enquête). Les données ayant été traitées en considérant le poids de chaque individu interrogé, il est recommandé d'utiliser le poids moyen sur la durée de vie (soit 61,2 kg) pour exprimer les résultats en terme de g consommés par jour par personne. Les données ont été classées selon divers critères tels que groupe d'âge, proportion de consommateurs, régions de résidence, saison, ethnie et niveau d'urbanisation. Le EFH fournit également les teneurs en humidité de plusieurs denrées individuelles, qui peuvent être utilisées pour transformer les données exprimées en poids frais en données exprimées en poids sec (Tableau V-D-4). Ces données ont été utilisées par l'U.S.EPA pour l'analyse de risque sur les fertilisants (U.S.EPA, 1999). Les résultats partiels de la CSFII menée en 1994-95 sont mentionnés dans le EFH et indiquent, pour certains groupes d'aliments, la tendance de la consommation entre 1989-91 et 1994-95. À titre indicatif, la consommation pour 1994-95 estimée à partir de ces tendances est présentée dans la dernière colonne du tableau V-D-6.

Nous tenons à préciser que nous avons relevé un certain nombre d'incohérences dans les données publiées par EFH, notamment en ce qui a trait au «bilan de masse» (par exemple, la quantité moyenne de fruits consommés est inférieure à la somme des quantités moyennes de quelques fruits individuels consommés).

Le tableau V-D-6 indique l'estimation moyenne des quantités de certains groupes alimentaires ingérées par un «américain moyen» et par un américain vivant dans le Nord-Est des États-Unis. Les quantités initiales (exprimées en matière fraîche, m.f.) sont transformées en matière sèche (m.s.) en utilisant le taux d'humidité moyen de chaque catégorie d'aliments (Tableau V-D-7). La consommation journalière «per capita» pour les années 1994-95 étant indiquée de façon succincte dans le EFH U.S.EPA, 1997, nous avons pu estimer la consommation de l'américain moyen pour la période 1994-95 (dernière colonne).

Tableau V-D-6. Consommation de groupes alimentaires aux États-Unis et dans le Nord-Est des États-Unis, exprimée en g m.s./kg-jour.

Groupe alimentaire	Consommation per capita en g m.f./kg-j (1989-91)		Consommation per capita en g m.s./kg-j (1989-91) ¹		Évolution de 1989-91 à 1994-95 (%) ²	Consommation per capita (g m.s./kg-j) estimée (1994-95) ³
	États-Unis	Nord-Est	États-Unis	Nord-Est	États-Unis	
fruits	3,381	3,665	0,51	0,55	10	0.56
légumes	4,259	4,494	0,51	0,54	4.5	0.54
viandes	2,146	2,148	0,60	0,60	5.9	0.63
poissons	0,328	ND	0,10	ND	ND	ND
œufs	0,317	0,264	0,08	0,07	-2.0	0.08
produits laitiers	7,698	7,626	1,85	1,83	5.9	1.96
céréales	4,061	4,255	3,65	3,83	ND	5.05 ⁴

¹ valeurs en poids frais de CSFII de 1989-91 transformées en poids sec selon les taux d'humidité publié dans EFH U.S.EPA, 1997

² selon EFH (U.S.EPA, 1997)

³ calculé comme (consommation en g/kg-j) + (consommation en g/kg-j) x (% évolution de 1989-91 à 1994-95)

⁴ valeur réelle observée (U.S.EPA, 1997).

Tableau V-D-7. Taux d'humidité utilisée pour exprimer les taux d'ingestion alimentaire en g m.s.

Groupe d'aliments	Taux d'humidité
fruits	0,85
légumes	0,88
viandes	0,72
poissons	0,71
œufs	0,74
produits laitiers	0,76
céréales	0,1

selon EFH (U.S.EPA, 1997)

1.2.2.2 USEPA 1989 : données datant de 1977-78

Les données utilisées dans l'analyse de risque de l'U.S.EPA sur les biosolides (U.S.EPA, 1992) sont dérivées des travaux de Pennington (1983 (cité par U.S.EPA, 1992). Pennington a utilisé les données de la NFCS de 1977-78 et de la NHANES II (Second National Health and Nutrition Examination Survey) de 1976-80 pour estimer le taux de consommation de 234 aliments (incluant des mets préparés) pour huit groupes d'âge. Ce travail a été considéré par l'U.S.EPA comme le plus récent et le mieux documenté U.S.EPA, 1992. Toutefois, les données de Pennington étant exprimées en poids frais, l'U.S.EPA les a transformées pour les exprimer en gramme de poids sec d'aliments de base (EPA 1989a) (Tableau V-D-8).

Tableau V-D-8. Ingestion journalière d'aliments (exprimée en g m.s./jour) en fonction du groupe d'âge et sur la durée de vie (70 ans)

Groupe alimentaire	Tranches d'âge (an)						sur durée de vie (70 ans)
	<1	1-5	6-13	14-19	20-44	44-70	
	Quantité journalière ingérée (g m.s./j)						
céréales totales	37,57	64,9	87,99	111,1	104,04	80,567	90,68
légumes total	14.4	15.6	28.5	37.2	38.4	35.5	34,40
fruits total	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
bœuf	3,9	9,66	15,6	21,62	23,28	18,3	19,23
foie de boeuf	0,17	0,24	0,29	0,36	1,08	1,2	0,90
agneau	0,14	0,08	0,06	0,053	0,3	0,21	0,20
porc	1,34	4,3	6,57	8,86	10,3	9,94	9,07
volaille	2,27	3,76	5,39	7,03	7,64	6,87	6,70
œufs	3,27	6,91	7,21	7,52	8,34	9,33	8,32
viande + oeufs	11.06	24.95	35.12	45.44	50.94	45.85	44.42
poisson	0,34	1,2	1,9	2,61	4,1	3,86	3,37
produits laitiers	40,7	32,94	38,23	43,52	27,5	22,4	28,86

Source : données utilisées par l'U.S.EPA pour l'analyse de risque sur les biosolides U.S.EPA, 1992 (selon EPA (1989a) cité par U.S.EPA, 1992). Ces données ont été estimées à partir d'enquêtes réalisées entre 1976 et 1980.

n.d. = non disponible

1.2.3 Sélection de données pour l'évaluation de risque québécoise

Actuellement, il n'existe pas de données de consommation alimentaire exprimée en g de matière sèche pour le Canada ou le Québec. Les seules données publiées sous cette forme sont les données américaines utilisées par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992) (tableau V-D-8). Cependant, ces données sont anciennes (1976-80), les correspondances entre les tranches d'âge originales et celles utilisées par l'U.S.EPA sont discutables. En effet, les données de l'U.S.EPA (1989a) ne correspondant pas à des groupes d'âge représentant la totalité de la durée de vie, les tranches d'âge ont été élargies pour les fins de l'évaluations de risque des biosolides de l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992) (Tableau V-D-9).

Tableau V-D-9. Correspondance entre les tranches d'âge utilisées par Pennington et celles adoptées par l'U.S.EPA¹ pour exprimer le taux de consommation des aliments.

Groupe d'âge associé à la consommation journalière ²	Groupe d'âge utilisé dans l'évaluation de risque ³
6-11 mois	< 1 an
2 ans	1-5 ans
-	6-13 ans = moyenne de 2 ans et 14-16 ans
14-16 ans	14-19 ans
25-30 ans	20-44 ans
60-65 ans	45-70 ans

¹ les taux de consommation de denrées alimentaires ont été estimées par Pennington à partir de données brutes. Les mêmes taux de consommation ont été repris par l'U.S.EPA et associés à des tranches d'âge différentes.

² Pennington 1983, cité par U.S.EPA, 1992

³ EPA 1989a cité par U.S.EPA, 1992

Ces données américaines ne sont donc pas forcément le meilleur reflet de la consommation alimentaire au Canada. Nous avons donc estimé les taux de consommation des principaux groupes alimentaires pertinents pour cette analyse de risque à partir des données canadiennes de Richardson, et à partir de données américaines plus récentes, c'est-à-dire celles de la NCSFII de 1989-91 (tableau V-D-11).

Le taux de consommation d'aliments au Canada, exprimé en matière sèche, a été estimé à partir des données canadiennes de Richardson, lesquelles correspondent à la consommation réelle par les personnes interrogées au moment de l'enquête. La quantité de denrée consommée exprimée en poids sec par kg sur la durée de vie est calculée à partir de la consommation en poids frais par jour par tranche d'âge comme suit :

$$I_{a,sec} = \frac{\sum_{i=1}^5 I_{a,frais,i} \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i \times PC_i} \times (1 - H) \quad [V-D-3]$$

où

$I_{a,sec}$ = quantité journalière moyenne d'aliments ingérés sur 70 ans, exprimée en matière sèche (g m.s./kg-j)

$I_{a,frais,i}$ = quantité journalière moyenne d'aliments ingérés pendant la tranche d'âge i, exprimée en poids frais (g m.f./jour)

T_i = durée de la tranche d'âge i (ans)

PC_i = poids corporel pendant la tranche d'âge i (kg)

H = teneur en eau de l'aliment (fraction)

Les taux de consommation journalière de certains groupes alimentaires exprimés en grammes de matière sèche et présentés dans le tableau V-D-10 ont été obtenus après transformation des données de Richardson présentées dans le tableau V-D-3 selon l'équation V-D-3.

Tableau V-D-10. Estimation de la consommation journalière de denrées alimentaires au Canada exprimée en grammes de matière sèche, sur la durée de vie.

Groupe alimentaire	Consommation journalière par consommateur au Canada	
	en g m.s./kg/j	en g m.s./jour
Fruits	0,72	44,064
Légumes	0,73	44,676
lait et produits laitiers	0,66	40,392
viande et œufs	0,77	47,124
poissons et fruits de mer	0,49	29,988
Céréales	3,85	235,62

Adapté de Richardson Richardson, 1997. Les taux d'humidité utilisés sont ceux indiqués dans le tableau V-D-7.

Le tableau V-D-11 facilite la comparaison des données américaines et des données canadiennes. La transformation des données canadiennes «par consommateur» en données «per capita» a été réalisée en utilisant le pourcentage de consommateur de chaque groupe de denrées fourni par l'EFH (U.S.EPA, 1997).

Tableau A-D-11. Comparaison de la consommation au Canada et aux États-Unis selon plusieurs sources (en g m.s./kg-j)

Groupe alimentaire	États-Unis «per capita»			Canada «par consommateur»	% consommateur ⁵	Canada «per capita»
	EPA (1976-80) ¹	CSFII (1989-91) ²	Estimé 1994-96 ³	Estimé 1994-96 ⁴	-	estimé 1994-96 ⁶
légumes	0,56	0,5	0,62	0,91	97,2	0,89
fruits	ND	0,51	ND	1,04	69	0,72
viande et œufs	0,72	0,68	0,76	0,71	96,4	0,68
poisson	0,05	0,1	(3,37)	0,49	25 ⁷	0,12
produits laitiers	0,47	1,85	0,47	0,69	99	0,68
céréales	1,48	3,65	1,53	4,50	91,6	4,13

¹ selon EPA 1989a, cité et utilisé dans U.S.EPA, 1992

² selon CSFII de 1989-91

³ estimé en assortissant les données de U.S.EPA, 1992 (1^{ère} colonne) de l'évolution de la consommation entre 1976-80 et 1994-96 selon Statistique Canada, 1996 et Statistique Canada, 1997(Tableau V-D-5).

⁴ estimé en assortissant les données de Richardson, 1997 (tableau V-D-10) de l'évolution de la consommation entre 1970-72 et 1994-96 selon Statistique Canada, 1996 et Statistique Canada, 1997(Tableau V-D-5).

⁵ selon EFH U.S.EPA, 1997

⁶ estimé comme (consommation au Canada estimée en 1994-96 « par consommateur ») x (% de consommateur)

⁷ valeur arbitraire fournie par EFH

Bien que les données canadiennes de Richardson aient été transformées à plusieurs reprises pour être exprimées en g m.s./kg-j, on peut constater une bonne concordance avec les données américaines. La consommation de fruits et légumes serait plus élevée au Canada qu'aux États-Unis. Il est difficile de se forger une opinion sur la consommation de céréales et produits laitiers, puisque les données américaines ne concordent pas entre elles. La consommation de poissons et

fruits de mer serait cinq à dix fois plus élevée au Canada qu'aux États-Unis. La consommation de viande et oeufs serait assez semblable entre les deux pays.

Les tendances dégagées de cette première comparaison peuvent être étayées par la comparaison des données de «consommation apparente» des grands groupes alimentaires au Canada (Statistique Canada, 1996; Statistique Canada, 1997) et aux États-Unis (cité dans EFH). Le tableau V-D-12 indique que la consommation journalière des groupes d'aliments par habitant, sur la base de ces données, est assez semblable entre les deux pays pour les produits laitiers et la viande et les oeufs. Toutefois, la consommation de légumes et de fruits frais serait deux fois et une fois et demi plus importante au Canada qu'aux États-Unis, respectivement. Il est intéressant de noter que la consommation de céréales au Canada serait inférieure de 20% à la consommation aux États-Unis, ce qui indiquerait que les données du CSFII (utilisées par l'U.S.EPA dans U.S.EPA, 1999) seraient plus fiables que celles utilisées par l'U.S.EPA dans U.S.EPA, 1992) (tableau V-D-8). Ces tendances suggèrent que les données utilisées par l'U.S.EPA U.S.EPA, 1992 sous-estimeraient la consommation de produits laitiers et de céréales.

Tableau V-D-12. Comparaison de la consommation apparente au Canada¹ et aux États-Unis² en 1991, exprimée en grammes de poids frais par jour par personne

Groupe alimentaire	Consommation apparente en g m.f./jour	
	États-Unis	Canada
légumes frais	126	351 ³
fruits frais	107	159
céréales	230	183
produits laitiers totaux	413	387
viande et oeufs	316	291

¹ selon Statistique Canada, 1996; Statistique Canada, 1997

² selon USDA 1993, cité dans EFH

³ les données de Statistiques Canada ne comprennent pas les légumes à gousse (compris dans une autre catégorie non compatible avec les catégories de Richardson)

Les données estimées à partir de Richardson exprimées en g m.s./kg-j (tableau V-D-10) paraissent en suffisamment bon accord avec le restant des données disponibles pour les considérer comme valable pour l'évaluation de risque. Bien que ces données représentent la consommation moyenne par individu, nous les avons sélectionnées pour l'évaluation de risque, car nous pensons qu'il est assez irréaliste de décrire la consommation alimentaire d'un individu fortement exposé en utilisant le 95^{ème} centile des taux de consommation de tous les aliments.

1.3 Origine des denrées alimentaires

Les aliments consommés au Québec sont d'origine étrangère, canadienne, québécoise ou locale (l'origine «locale» reflète ici la provenance de la ferme ou du potager du producteur). Bien que les quantités importées et exportées soient connues, il est actuellement impossible d'estimer quelle est la proportion d'aliments produits au Québec et consommées au Québec, et quelle est

celle consommée au Québec qui provient d'autres provinces canadiennes ou d'autres pays (communication téléphonique avec Jean-Claude Bergevin, MAPAQ).

Selon l'Union des producteurs agricoles du Québec Les Partenaires pour le développement de la sécurité alimentaire, 2000, le Québec serait autosuffisant pour le lait, le porc, la volaille, le veau, les carottes et les oignons, et presque autosuffisant en céréales, laitue et pommes de terre. Les autres provinces du Canada et les États-Unis permettant eux aussi la valorisation agricoles de MRF, nous considérerons donc toutes les denrées comme si elles étaient produits au Québec, dans les conditions du Québec. Cette hypothèse implique une surestimation des produits alimentaires ayant été en contact avec les MRF, mais sous-estime la contamination potentielle des produits venant du dehors du Québec, où la réglementation est plus permissive. L'un compensant l'autre, cette approximation permet de travailler avec une hypothèse conservatrice. De plus, cette approximation conservatrice permet aussi de compenser le fait que les taux d'ingestion retenus sont des taux d'ingestion moyens.

Les personnes habitant en zone rurale ou suburbaine (fermier ou jardiniers amateurs) sont susceptibles de consommer des denrées alimentaires produites localement (dénommées ici comme denrées «maison») , mais il est assez difficile d'estimer la part des produits «maison» dans l'alimentation québécoise. En zone urbaine, il est admis par le MSSS que le lait, la viande et le poisson sont des denrées qui ne peuvent être produites par le consommateur. Pour ce qui concerne les légumes, les fruits et le poisson le MEF (1996) propose arbitrairement qu'en zone rurale, 50 % de la consommation corresponde à des produits « maison » en période estivale, et qu'en dehors de cette période, on considère que tous les produits proviennent de la grande distribution. Tout au long de l'année, 50% de la viande et 100 % du lait seraient d'origine « maison », mais il n'est pas fait mention des produits laitiers (tableau IV-x). Il n'existe pas, à notre connaissance, de données québécoises ou canadiennes indiquant le taux de consommation de produits «maison», mais ces données existent aux États-Unis. Les données publiées par EFH (U.S.EPA, 1997), obtenues lors de l'enquête NFCS de 1987-88, correspondent aux quantités ingérées par des jardiniers amateurs et des fermiers sur une période de 7 jours. Les données sont classées en fonction de la saison, du niveau d'urbanisation, de la région et de la tranche d'âge.

Le tableau V-D-13 présente la fraction de produits «maison» consommés par les jardiniers amateurs et les fermiers américains (EFH) et par les habitants de zones «résidentielle et agricole» au Québec (MEF, 1996). Les valeurs américaines sont un peu plus faibles que celles fixées arbitrairement par le MEF. Elles ont été utilisées dans l'évaluation de risque sur les fertilisants par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1999).

Tableau V-D-13. Fractions «maison» des aliments consommés aux États-Unis et au Québec

Groupe alimentaire	Fraction «maison» des aliments consommés		
	États-Unis ¹		Québec ²
	Jardinier amateur	Fermier	Jardinier amateur ou fermier
Fruits totaux	0.101	0.161	0,5 ⁶
Fruits exposés	0.116	0.328	-
Fruits protégés	0.094	0.030	-
Légumes totaux	0.173	0.308	0,5 ⁶
Légumes exposés	0.233	0.420	-
Légumes protégés	0.178	0.394	-
Légumes racines	0.106	0.173	-
Céréales	-	-	0,0
Produits laitiers	0.207 ³	0.254	-
Lait	-	-	1,0
Poisson	0.325 ⁴	-	0,5 ⁶
Viandes et oeufs	0.306	0,319	0,5
Gibier	0.729 ⁵	-	-

¹ selon EFH

² selon MEF 1996

³ personnes qui élèvent des animaux

⁴ personnes qui pêchent

⁵ personnes qui chassent

⁶ pour la période estivale seulement. En dehors de cette période, valeur nulle.

La quantité actuelle de biosolides valorisés sur sols agricoles correspond à environ xx % de la quantité de fumiers et lisiers épandus sur les sols agricoles. À l'avenir, même si cette quantité double ou triple, il est peu probable que la proportion de sols agricoles recevant des biosolides atteigne des proportions importantes, d'autant plus que la réglementation stipule que les fumiers doivent être épandus de façon prioritaire. Toutefois, ces hypothèses ne sont aucunement des garanties et cette évaluation de risque se devant conservatrice tout en étant réaliste, nous avons choisi de considérer que 100% de la production « maison » devait être considérée comme potentiellement contaminée par les MRF. Ce choix est basé sur deux points :

1. le risque est estimé pour des fermiers utilisant les MRF dans leurs cultures, et il est tout à fait facile à imaginer que si les résultats sont probants, comme nous avons pu le constater sur le terrain, le fermier sera fortement incité à utiliser les MRF (biosolides) dans son jardin potager, que ce soit autorisé ou non par le règlement, et
2. dans ce contexte, si le fermier produit des légumes, des fruits, de la viande, des œufs, ou du lait, il en sera le premier consommateur, et comme nous l'avons vu, tous ses produits seront potentiellement entrés en contact à un moment ou un autre avec les MRF (animaux nourris avec le fourrage cultivé sur sol fertilisé avec les MRF, fertilisation du jardin avec les MRF...
3. Nous nous devons d'estimer le risque pour les personnes qui utilisent les biosolides, c'est-à-dire celles qui n'ont pas accès aux fumiers, et même si cela ne représente pas une forte population, ces personnes risquent d'utiliser de plus en plus de biosolides pour fertiliser leurs champs.

Les valeurs retenues pour la présente évaluation de risque sont un mélange des données du MEF et de celles de l'EFH. Nous avons retenu les données de EFH pour les fermiers en ce qui concerne les fruits, les légumes, le poisson et les produits laitiers, et nous avons retenu le critère arbitraire du MEF pour la viande. Cette sélection tient compte du fait que la viande et les légumes peuvent être congelés pour être consommés en hiver et qu'il est donc tout à fait envisageable que la consommation de légumes et de viande d'une famille soit constitué, tout au long de l'année, de 50% et 30% de viande et de légumes maison, respectivement. Par contre, la consommation de poisson pêché localement est restreinte à la période estivale.

1.4 Ingestion de sol

L'ingestion de sol peut être une source significative d'exposition aux contaminants. Les enfants, susceptibles d'ingérer plus de sol que les adultes, sont particulièrement concernés par cette voie d'exposition. Le sol peut être ingéré à l'extérieur de la résidence, mais aussi à l'intérieur, sous forme de poussières, le sol étant une source majeure de poussières intérieures dans les maisons (Stanek et Calabrese, 1992; Lanphear et Roghman, 1997).

Plusieurs études ont été menées pour estimer la quantité journalière de sol ingérée par les enfants et les adultes. Un résumé de ces études peut être consulté dans l'annexe 2 des lignes directrices du MSSS Beausoleil et coll., 1999. Le tableau III-11 indique les valeurs habituellement retenues par les organismes réglementaires ainsi que les valeurs utilisées par l'U.S.EPA dans l'analyse de risque sur les fertilisants U.S.EPA, 1999 et sur les biosolides U.S.EPA, 1992.

Tableau V-D-14. Quantité de sol et de poussières ingérées selon différents organismes

Population visée	Quantité de sol et de poussières intérieures ingérées (mg/jour)	Référence
1 – 5 ans	200	U.S.EPA, 1992
Adultes	non considérés	
< 6 mois	35	Santé Canada et Bien-être Social Canada, 1994
7 mois – 4 ans	50	
4 – 11 ans	35	
> 12 ans	20	
< 6 mois	20	CCME, 1996
7 mois – 4 ans	80	
> 5 ans	20	
Enfants	100 (moyenne) 200 (estimé conservateur de la moyenne) 400 (limite supérieure) 10 000 (pica)	U.S.EPA, 1997
Adultes	50	
1 – 5 ans	Distribution lognormale avec une moyenne de 100 et un CV de 1,5%	EPA U.S.EPA, 1999 (fertilisants)
Adultes	Distribution lognormale avec une moyenne de 50 et un CV de 1,5%	
< 6 mois	20	MSSS, 1999
6 mois – 4 ans	150	
5 – 11 ans	35	
12 – 18 ans	20	
Adultes	20	
Travailleurs à l'intérieur	20	MSSS, 1999
Travailleurs à l'extérieur (industrie ou agriculture)	50 – 100	

Pour la présente analyse de risque, les valeurs proposées par le MSSS seront utilisées. L'ingestion de sols et de poussières étant la voie d'exposition la plus directe et la plus à risque, nous considérerons que le sol ingéré correspond à des biosolides non dilués. Cette hypothèse avait aussi été retenue par l'U.S.EPA (U.S.EPA, 1992). Cette approximation permettra de compenser le fait que le taux d'ingestion retenu est un taux moyen, alors que les enfants de fermiers et les fermiers sont susceptibles d'être exposés par ingestion de façon plus intense que la population en général. Nous réfutons les possibles critiques considérant que cette approximation est trop conservatrice, car il est tout à fait probable que des biosolides soient ingérés directement, et il n'est pas envisageable d'estimer le risque sans appliquer à la voie majeure d'exposition au moins un paramètre très conservateur.

2 Sélection des taux d'inhalation des Individus fortement exposés

Les taux d'inhalation recommandés par le MSSS (1999) correspondent à la population générale. Cependant, le fait que les individus représentés par l'IFE soient des personnes ayant une activité physique plus intense que la moyenne, il est nécessaire de tenir compte de l'augmentation du taux d'inhalation qui y est associé.

L'activité physique d'un agriculteur comprend à la fois du repos, du travail à l'intérieur et du travail à l'extérieur, ce dernier étant surtout exécuté entre le printemps et l'automne. Les taux d'inhalation recommandés par le MSSS (1999) ont été établis pour la population générale et ne sont pas représentatives du taux d'inhalation de personnes fournissant un effort physique important. Nous avons considéré que (i) ces valeurs moyennes sont représentatives de la vie d'un agriculteur en hiver et que (ii) des valeurs spécifiques de la charge de travail physique à la période estivale doivent être dérivées pour représenter les agriculteurs en âge de travailler dans l'exploitations. chaque année, durant trois mois, l'activité journalière est fortement augmentée. Le taux d'inhalation est augmenté en fonction du niveau d'effort physique fourni. Les valeurs recommandées par l'EFH (1997) pour estimer le taux d'inhalation sont fournies dans le tableau V-D-xx.

Tableau V-D-14. Taux d'inhalation moyens pour les personnes travaillant à l'extérieur

Niveau d'activité	Taux d'inhalation (m³/hr)
Repos ¹	0,4
Activité sédentaire	0,5
Activité lente	1,1
Activité modérée	1,5
Activité intense	2,5

Selon EFH (1997)

¹ inclut regarder la télévision, lire, dormir

² inclut la plupart des travaux domestiques, soins personnels, passe-temps, réparations mineures et améliorations de la maison

³ inclut nettoyage intérieur important, réparations majeures, monter les escalier

⁴ inclut exercices physiques vigoureux et monter les escaliers avec une charge

Selon MSSS (1999), le taux d'inhalation moyen pour individu (sexe non différencié) est de 15,8 m³/jour et de 17,2 pour un homme adulte (soit en moyenne 0,72 m³/hr). Afin de rester conservateur, nous allons utiliser la valeur correspondant aux hommes. Si l'on considère un taux d'inhalation de 0,4 m³/hr pendant le repos, et que le repos représente 8 hr/j, le taux d'inhalation moyen durant le reste de la journée est de 0,875 m³/hr. Si l'on remplace 8 hr de cette « activité moyenne » par 6 hr d'activité modérée (9 m³) et 2 hr d'activité intense (5 m³), le volume inhalé par jour est de 24 m³ (saison estivale seulement). Les enfants d'agriculteur étant souvent sollicités durant l'été pour les travaux aux champs, nous avons utilisé la même approche pour estimer le taux d'inhalation moyen des jeunes entre 16 et 19 ans, mais en appliquant 8 hr d'activité modérée (comprend travail et activités sportives). Le taux initial de 17,7 m³/j (MSSS, 1999) passe à 22,2 m³/j. Après 60 ans, le taux d'inhalation moyen recommandé par le MSSS (17,2 m³/j) a été appliqué.

Liste des références

- Beausoleil, M., Lefebvre, L., et Bolduc, D. G., 1999. Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés. Document de consultation.
- Les Partenaires pour le développement de la sécurité alimentaire. Des gestes plus grand que la panse. Qui nourrit Montréal? [Dossier 3], 2-3. 2000. <[04] Authors>,<[05] Pub Date>. <[03] Title>. <[11] Journal Name> : 2-3
- MSSS, 1999. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés.
- Richardson, G. M., 1997. Compendium of canadian human exposure factors for risk assessment. 74 pages.
- Santé et Bien-être social Canada, 1981. Consommation de l'eau du robinet au Canada.
- Santé Québec, 1995. Les québécoises et les Québécois mangent-ils mieux? Rapport de l'enquête québécoise sur la nutrition, 1990.
- Statistique Canada, 1997. Consommation des aliments au Canada, Partie II, 1997. 55 pages.
- Statistique Canada, D. d. l. S. d. b. e. d. p. d. a., 1996. Consommation des aliments au Canada, Partie I, 1997. 36 pages.
- U.S.EPA, 1992. Risk assessment for the land application of sewage sludge. In: National biosolids partnerships «503 core documents», Technical support document for the land application of sewage sludge volume I, (Eds.). chap. 5, pp.1-274.
- U.S.EPA, 1997. Exposure Factors Handbook.
- U.S.EPA, 1999. Estimating risk from contaminants contained in agricultural fertilizers - draft report.

ANNEXE V-E

EXPLICATION RELATIVES AUX SCÉNARIOS DE FERTILISATION

(source : Marc Hébert, Agronome au MENV)

PRÉMISSES GÉNÉRALES

- Dans les scénarios, on cherche à maximiser les quantités de MRF épandues sont maximisées de manière intensive pendant 100 ans. On utilise des valeurs moyennes pour les paramètres agronomiques qui influencent le dosage. Ainsi, en pratique, il est très peu probable sur une base de 100 ans qu'on sous-estime le risque.
- La dose d'épandage est fonction du critère d'épandage le plus limitatif parmi les suivants :
 - azote selon les grilles de fertilisation avec un minimum d'engrais minéral pour certaines cultures
 - phosphore : de manière générale, les Grilles du CPVQ, à cause du RRPOA
 - pouvoir neutralisant (pour les poussières de cimenteries, cendres et chaux)
 - capacité des équipements d'épandage
 - métaux (MRF C2)
- L'épandage des biosolides augmente le P disponible du sol (selon OMOEE et OMAFRA et Simard), ce qui réduit les apports ultérieurs. On prend le barème d'enrichissement du fumier du Guide agro-environnemental de fertilisation et on l'applique à toutes les matières fertilisantes. On suppose donc une augmentation de 1 kg P disp du sol/ha pour chaque 3,5 kg de P apporté en excédent du P exporté par la récolte (guide agro-environnemental de fertilisation)
- L'épandage de biosolides acidifie légèrement le sol (Simard, comm. Pers.), arbitrairement, on considérera que le besoin en chaulage est de 75% comparativement à une régie avec engrais minéraux seulement ou on établira un taux d'épandage arbitraire.
- L'épandage de biosolides se fait en grande majorité sur des sols qui ne reçoivent pas de fumiers, les biosolides déplacent donc les engrais minéraux.
- Les épandages se font en majorité à l'automne, par commodité, ce qui permet aussi d'épandre plus de MRF, à cause de la perte de disponibilité du P.
- Les biosolides mixtes de papetières sont majoritairement C1. Pour le cadmium, la valeur maximale est de 3,5 mg Cd/kg pour 25 produits différents. Les biosolides municipaux sont toujours C2 et leur teneur en Cd est plus élevée.
- Évidemment, les scénarios reposent sur des hypothèses multiples. Quels seront les plantes cultivées en 2050, les engrais minéraux, les MRF, etc., et les changements climatiques...?

SCÉNARIO MMS#1 : Maïs-grain - maïs-grain - soya (avec biosolides de papetières)

Il s'agit d'un scénario assez représentatif pour les cultivateurs de maïs susceptibles de recevoir des biosolides (céréaliculteurs spécialisés, sans disponibilité de fumiers)

Données de base :

- 7,5 t grain/ha de maïs à 3 kg P/tonne (rendements un peu supérieurs dû à l'apport de biosolides)
- 3,0 t grain/ha pour le soya à 6 kg P/tonne
- Biosolides de papetières moyens : 26% m.s., 2,4% N; 0,96% P₂O₅; 0,2% K₂O, 80% de m.o.
- Épandage à l'automne précédent le semis de maïs (le soya n'en reçoit pas)
- Poussières de cimenteries PN=65% ECC : 91% m.s., 0,07% P₂O₅ (les cendres ne seront pas utilisées à cause des limitations du phosphore)
- Les engrais minéraux utilisés sont le phosphate bi-ammoniacal (DAP), l'urée, le nitrate (d'ammoniaque) calcique et le muriate de potassium

Contraintes azote

- Besoin en N de 170 kg N/ha pour le maïs, 145 kg N/ha avec précédent cultural de soya
- Aucun apport supplémentaire en N pour le soya (comblé par l'arrière effet des biosolides)
- Le biosolide est épandu en novembre et est incorporé en 24 heures
- Apports en N de l'engrais minéral dans le maïs $\geq$ 25% des besoins (>45 kg)
- N disponible du biosolide (printemps suivant l'épandage d'automne) =30%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 15%, 3^{ème} année = 7,5%)
- L'engrais minéral de démarrage au semis est constitué de DAP et de nitrate calcique. Il est épandu en mai et incorporé immédiatement Le reste de l'azote est apporté sous forme d'urée, en juin, avec incorporation après 3 jours.

Contraintes phosphore

- Sol de départ : 120 kg P/ha (sol de richesse moyenne, presque classifié «bon»)
- À court terme (d'ici 2003), les normes du RRPOA ne sont pas encore applicable dans plusieurs cas, le P ne sera pas limitant, on épandra donc un maximum de biosolides à l'automne, en complétant les besoins azotés selon les grilles du CPVQ, avec un complément de P minéral de 20 kg P₂O₅/ha pour le maïs avec biosolide ou 40 kg P₂O₅/ha s'il n'y a pas de biosolide.
- À partir de 2003, tous les apports en P disponible devront correspondre aux grilles du CPVQ. On vise à ne pas dépasser 150 kg P/ha dans le sol, pour ne pas réduire la quantité de biosolide épandables, minimiser la pollution par le phosphore et maintenir la valeur des terres (celles qui ont moins de P valent plus cher)
- L'engrais minéral est épandu au semis
- P disponible du biosolide 100% (selon N'dayegamiye) mais/1,6 pour l'épandage d'automne)selon CPVQ) = 63% au total
- Pour limiter les risques au niveau de la germination, il y a toujours au moins 10 kg P₂O₅/ha provenant de l'engrais minéral.

Contraintes pouvoir neutralisant

- Le sol est légèrement acide en partant et est corrigé la première année, puis ensuite à tous les 5 ans.
- Besoin en chaux : On appliquera arbitrairement 2 t/ha/3 ans de poussières de cimenteries en novembre et incorporé après une semaine.

- L'élévation et la baisse du pH sont arbitraires, une courbe d'élévation du type quadratique est cependant fréquente

Contraintes C2

- Pas de limite de dosage pour C2, en pratique, c'est le P qui est limitant. De plus, il est peu probable (95% des cas) qu'un biosolide de papetière soit C2 (pour le cadmium)

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
- 1,2 t humus/ha produit par le maïs, 0,77 par le soya (selon CPVQ)
- coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 30% (à cause de la lignine)
- taux de minéralisation d'un sol limoneux max de 1,5%, à cause de l'élévation de l'activité biologique

SCÉNARIO MMS#2 : Maïs-grain - maïs-grain - soya (avec biosolides municipaux)

Données de base :

- 7,25 t grain/ha de maïs à 3 kg P/tonne (rendements intermédiaires vs sans biosolides et avec biosolides de papetiers)
- 3,0 t grain/ha pour le soya à 6 kg P/tonne
- Biosolides municipaux granulés moyens : 92 % m.s., 3,1% N, 3,0% P₂O₅, 0,37% K₂O, 44% de m.o. Les plus grandes quantités (sèches) de biosolides municipaux potentiellement épandables au Québec seront les granulés. On a donc pris le contenu moyen en N-P₂O₅, m.o., incluant CUM et CUO, et on ajuste la m.s. à 92% et Al +0,5 Fe à 40%, ce qui est caractéristique aux granules généralement issus d'un procédé physico-chimique)
- Épandage au printemps précédent le semis de maïs (le soya n'en reçoit pas)
- L'épandage de BMG se fait en mélange avec l'engrais minéral, afin de réduire les coûts, donc forcément au printemps
- Poussières de cimenteries PN=65% ECC : 91% m.s., 0,07% P₂O₅
- Les engrais minéraux utilisés sont le phosphate bi-ammoniacal (DAP), l'urée, le nitrate (d'ammoniaque) calcique et le muriate de potassium

Contraintes azote

- Voir scénario précédent
- N disponible du biosolide (printemps =30%)
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 15%, 3^{ème} année = 7,5%)
- L'engrais minéral de démarrage au semis est constitué de DAP et de nitrate calcique. Il est épandu en mai et incorporé immédiatement. Le reste de l'azote est apporté sous forme d'urée, en juin, avec incorporation après 3 jours.

Contraintes phosphore

- Sol de départ : 120 kg P/ha (sol de richesse moyenne, presque classifié «bon»)
- À court terme (d'ici 2003), les normes du RRPOA ne sont pas encore applicable dans plusieurs cas, le P ne sera pas limitant, on épandra la quantité maximale permise par le BNQ (4,4 t/ha/an), en complétant les besoins azotés selon les grilles du CPVQ, avec un complément de P minéral de 20 kg P₂O₅/ha pour le maïs avec biosolide ou 40 kg P₂O₅/ha s'il n'y a pas de biosolide.

- À partir de 2003, tous les apports en P disponible devront correspondre aux grilles du CPVQ. On vise à ne pas dépasser 150 kg P/ha, pour ne pas réduire la quantité de biosolide épandables, minimiser la pollution par le phosphore et maintenir la valeur des terres (celles qui ont moins de P valent plus cher)
- L'engrais minéral est épandu au semis
- P disponible du biosolide épandu au printemps: 60%, si on tient compte de la présence de fer et d'aluminium
- Pour limiter les risques au niveau de la germination, il y a toujours au moins 10 kg P₂O₅/ha provenant de l'engrais minéral. .

Contraintes pouvoir neutralisant

- Voir scénario précédent

Contraintes C2

- Les biosolides municipaux sont toujours C2, il faut donc respecter la limite de 22 t.s./ha/5 ans ou 4,4 t sec/ha/an (ou 8,8 t/ha/2 ans)

Bilan de la matière organique

- Voir scénario précédent
- coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 20% (selon CPVQ)

SCÉNARIO MMS#3 : Maïs-grain - maïs-grain - soya (avec lisier de porc)

Il s'agit d'un scénario assez représentatif pour les cultivateurs de maïs susceptibles de recevoir des surplus de lisiers (céréaliculteurs spécialisés).

Données de base :

- 7,25 t grain/ha de maïs à 3 kg P/tonne (rendements un peu plus élevés qu'avec engrais minéral seul)
- 3,0 t grain/ha pour le soya à 6 kg P/tonne
- Lisier moyen 10,6%N, 7,1% P₂O₅, 6,3% K₂O, 3.5% m.s et 60% de m.o. (estimé).
- Épandage au printemps précédent le semis de maïs, (le soya n'en reçoit pas)
- De la chaux agricole sera utilisée
- Les engrais minéraux utilisés sont le phosphate bi-ammoniacal (DAP), l'urée, le nitrate (d'ammoniaque) calcique et le muriate de potassium

Contraintes azote

- Besoin en N de 170 kg N/ha pour le maïs, 145 kg N/ha avec précédent cultural de soya
- Aucun apport supplémentaire en N pour le soya
- Le lisier est épandu en mai et est incorporé en 24 heures (facteur de perte de 1,2 selon CPVQ)
- Apports en N de l'engrais minéral dans le maïs >= 25% des besoins (>45 kg)
- N disponible du lisier (printemps =60 %,)
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 0 %, 3^{ème} année = 0%)
- L'engrais minéral de démarrage au semis est constitué de DAP et de nitrate calcique. Il est épandu en mai et incorporé immédiatement Le reste de l'azote est apporté sous forme d'urée, en juin, avec incorporation après 3 jours.

Contraintes phosphore

- Sol de départ : 120 kg P/ha (sol de richesse moyenne, presque classifié «bon»)
- À court terme (d'ici 2003), les normes du RRPOA pour le P ne sont pas encore applicable dans plusieurs cas, le P ne sera pas limitant, on apportera un complément de P minéral de 20 kg P₂O₅/ha pour le maïs avec lisier ou 40 kg P₂O₅/ha s'il n'y a pas de biosolide.
- À partir de 2003, tous les apports en P disponible devront correspondre aux grilles du CPVQ. On vise à ne pas dépasser 150 kg P/ha, pour ne pas réduire la quantité de lisier épanable, minimiser la pollution par le phosphore et maintenir la valeur des terres (celles qui ont moins de P valent plus cher)
- L'engrais minéral est épanché au semis
- P disponible du lisier épanché au printemps: 80%
- Pour limiter les risques au niveau de la germination, il y a toujours au moins 10 kg P₂O₅/ha provenant de l'engrais minéral.
- Les doses de lisier seront très faibles, on anticipe qu'il y aura dans le futur des équipements d'épandage adéquats pour des doses aussi faibles que 13,5 m³/ha. Ou sinon, le lisier sera granulé et épanché avec les engrais minéraux

Contraintes pouvoir neutralisant

- Le taux de chaux est fixé arbitrairement à 2 t/ha/3 ans

Contraintes C2

- Aucune, il n'y a pas de MRF

Bilan de la matière organique

- Voir le scénario MMS#1
- coefficient iso-humique hypothétique du lisier de 10%

SCÉNARIO MMS#4 : Maïs-grain - maïs-grain - soya (engrais minéraux seulement)

Il s'agit d'un scénario assez représentatif pour les cultivateurs de maïs non susceptibles de recevoir des surplus de lisiers (céréaliculteurs spécialisés).

Données de base :

- 7,0 t grain/ha de maïs à 3 kg P/tonne
- 3,0 t grain/ha pour le soya à 6 kg P/tonne
- De la chaux agricole sera utilisée
- Les engrais minéraux utilisés sont le phosphate bi-ammoniacal (DAP), l'urée, le nitrate (d'ammoniaque) calcique et le muriate de potassium

Contraintes azote

- Selon CPVQ

Contraintes phosphore

- Selon CPVQ
- Le P minéral est épanché selon les grilles du CPVQ, au printemps, incorporation immédiate

Contraintes pouvoir neutralisant

- L'amendement calcique est épanché en novembre et incorporé après une semaine.

Contraintes C2

- Aucune, il n'y a pas de MRF

Bilan de la matière organique

- Voir scénario MMS#1

SCÉNARIO OP#1 : rotation de 6 ans : orge – orge grainée – 4 ans de prairie mixte (avec biosolides de papetières et cendres)

Il s'agit d'un scénario assez représentatif pour les producteurs de lait ou les producteurs bovins qui veulent réduire les coûts de fertilisation des sols. Il s'agit d'une régie dans les zones périphériques sans production de maïs, avec généralement peu de surplus de fumiers, et une régie de fertilisation traditionnellement moins intensive. L'objectif de ces agriculteurs est d'augmenter la fertilisation des sols, pour augmenter les rendements, mais en évitant d'acheter des engrais lorsque possible. On maximise donc les MRF et on complète au besoin avec les engrais minéraux. Les sols sont plus pauvres au départ (80 kg P/ha, 125 kg K/ha)

Données de base :

- 3,0 t orge/ha à 4 kg P/tonne (rendements un peu supérieurs dû à l'apport de biosolides)
- 5,5 t de fourrages secs à 2,55 kg P/tonne sec (rendements un peu supérieurs dû à la cendre)
- Biosolides de papetières moyens : 26% m.s., 2,4% N, 0,96% P₂O₅, 0,2% K₂O, 80% de m.o.
- Épandage de biosolides en octobre précédant le semis d'orge grainée de l'an 2, avec incorporation en 24 heures, et en octobre précédant la 4^e et la 5^e année de prairie (ans 5 et 6), sans incorporation.
- Cendres moyennes à 79% m.s., 1,25% P₂O₅, 3,0% K₂O, PN=59%
- Épandage des cendres en octobre de l'an 6 (pour l'orge de l'an 1) avec incorporation en une semaine et en mai de l'an 4 sur prairie, sans incorporation.
- Aucun engrais minéral azoté, complément de P, sauf si des MRF sont appliquées, ou après un retour de prairie. Le P de démarrage pour les céréales est moins critique que dans le maïs, d'autant plus que l'orge de l'an 1 a un retour de prairie et des cendres et l'orge grainée de l'an 2 reçoit des biosolides. La prairie étant établie avec l'orge, on anticipe que les besoins en P de la prairie ne sont pas critiques. Muriate de potasse (0-0-60) sur les fourrages uniquement, pour combler les grands besoins des fourrages.

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ. Pour les 2 premières années de prairies, le besoin est nul. Ensuite, il y a moins de légumineuses et le besoin est de 75 kg N/ha.
- Besoin en N de 0 kg N/ha pour orge sur retour de prairie et pour les 2 premières années de prairie, 70 kg N pour la 2^e année d'orge et les 2 dernières années de prairie (ans 5 et 6) .
- N disponible du biosolide =30%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 15%, 3^e année = 7,5%)

Contraintes phosphore

- Sol de départ : 80kg P/ha (sol de richesse moyenne)
- À court terme (d'ici 2003), les normes du RRPOA ne sont pas encore applicables dans plusieurs cas, le P ne sera pas limitant, on fertilisera selon les besoins azotés selon les grilles du CPVQ, pour les biosolides et selon les besoins de chaulage pour la cendre.
- À partir de 2003, tous les apports en P disponible devront correspondre aux grilles du CPVQ. On vise à ne pas dépasser 150 kg P/ha, pour ne pas réduire la quantité de biosolide épandables, minimiser la pollution par le phosphore et maintenir la valeur des terres (celles qui ont moins de P valent plus cher)
- P disponible du biosolide 100% (selon N'dayegamiye), mais/1,6 pour l'épandage d'automne (selon CPVQ) = 63% au total.
- P disponible de la cendre estimé identique au biosolide

Contraintes pouvoir neutralisant

- Besoin en chaux : Il est fixé arbitrairement à 2 tonne sec/ha pour 2 applications par 6 ans
- L'élévation et la baisse du pH sont arbitraires, une courbe d'élévation du type quadratique est cependant fréquente

Contraintes C2

- Pas de limite de dosage pour C2, en pratique, c'est le P qui est limitant. De plus, il est peu probable (95% des cas) qu'un biosolide de papetière soit C2 (pour le cadmium)

Bilan de la matière organique

- Sol moyen en matière organique (5%) à cause de la présence de fourrages
- 0,8 t humus/ha produit par l'orge et la prairie, 1,2 lorsque la prairie est retournée (6^e année) (selon CPVQ)
- coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 30% (à cause de la lignine)
- taux de minéralisation d'un sol limoneux max de 1,5%, à cause de l'élévation de l'activité biologique due au biosolide et à la cendre (pH)

SCÉNARIO OP#2 : rotation de 6 ans : orge – orge grainée – 4 ans de prairie mixte (avec biosolides municipaux et cendres)

Il s'agit d'un scénario semblable à OP#1, sauf que l'on utilise un biosolide municipal granulé ayant les caractéristiques indiquées dans MMS#2 et épandu au printemps avec les engrais minéraux. L'utilisation d'azote minéral (nitrate d'ammonium calcique) et de potasse est essentielle. Très peu d'engrais phosphoré est requis.

SCÉNARIO OP#3 : rotation de 6 ans : orge – orge grainée – 4 ans de prairie mixte (avec lisier et chaux agricole)

Pratiques d'épandage semblables à MMS#3.

Le besoin en N est comblé par le lisier. Le besoin en K par le lisier et le KCl. Les besoins en P ne sont pas toujours couverts.

Les pertes en N du lisier sont surestimées (facteur de 1,2) si on considère que le lisier serait sous formes de granules, en contre-partie, les granules seraient moins riches en N-NH₄. Les deux facteurs s'annulent donc.

Le chaulage se fait par la chaux agricole à raison de 2t à tous les 3 ans. On assume que la teneur en P est négligeable.

Les rendements en fourrages sont un peu plus faibles à cause que la cendre est remplacée par la chaux agricole.

SCÉNARIO OP#4 : rotation de 6 ans : orge – orge grainée – 4 ans de prairie mixte (engrais minéral et chaux agricole seulement)

On fertilise selon les grilles du CPVQ

SCÉNARIO Pa-Pa-O#1 : rotation de 3 ans : pomme de terre (pdt) – pdt - orge (avec biosolides mixtes, biosolides primaires de papetières, et résidu magnésien)

Il s'agit d'un scénario assez représentatif pour les producteurs de pommes de terre qui veulent conserver la matière organique et la fertilité de leurs sols. Le biosolide primaire sera en ce sens une bonne source de matière organique, le biosolide mixte sera un amendement complet. Les amendements calciques et alcalins ne seront pas utilisés, à cause de recommandations agronomiques qui évitent les produits avec un pH élevé. Cependant, un résidu magnésien peut être utilisé pour combler les besoins en Mg et pour ajuster le pH.

Données de base :

- 3,0 t orge/ha à 4 kg P/tonne (rendements un peu supérieurs dû à l'apport de biosolides)
- 33 t pdt/ha à 20% m.s. à 0,5 kg P/tonne s(rendements un peu supérieurs (10%) dû aux biosolides)
- Biosolides mixtes de papetières moyens : 26% m.s., 2,4% N, 0,96% P₂O₅, 0,2% K₂O, 80% de m.o.
- Épandage de biosolides mixtes en octobre précédant la première année de pomme de terre, avec incorporation en 24 heures
- Biosolides primaires de papetières moyennes à 44% m.s., 65% de m.o., 0,15% de N, 0,08%% P₂O₅, 0,06% K₂O. En pratique, on considère que l'apport N-P-K est nul. La charge sera donc constante et limitée à 40 t hum./ha (17,6 t sec/ha, cette dose serait excessive s'il s'agissait d'un C2). On n'en met pas sur les pdt, à cause de l'immobilisation de l'azote.
- Épandage des biosolides primaires en octobre de l'an 2 (pour l'orge de l'an 3) avec incorporation en une semaine.
- Résidu magnésien moyen, épandu à 4 t humide (2 tonnes sec)/ha/6 ans

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- On ajoute un complément de 50 kgN/ha à la culture d'orge pour compenser l'immobilisation de N par le biosolide primaire.
- N disponible du biosolide mixte = 50% (plus élevé que pour les autres cultures)
- Ndisp. Arrière effet (2^{ère} année = 25%, 3^e année = 12,5%)

Contraintes phosphore

Les sols en pomme de terre ont un historique de surfertilisation par les engrais. Néanmoins, nous considérerons un sol

- de richesse moyenne en P avec 190 kg P/ha
- un pourcentage de saturation en phosphore de 13.
- Pour la pdt, on prend les nouvelles grilles proposées, qui sont basées sur le % de saturation en phosphore (S). On cherche à garder S < 15, sinon les apports en P doivent être considérablement réduits.
- Pour l'orge, aucune fertilisation P complémentaire. On ne vise pas un rendement maximum.
- P disponible du biosolide 100% (selon N'dayegamiye), mais/1,6 pour l'épandage d'automne (selon CPVQ) = 63% au total.

Contraintes pouvoir neutralisant

- Besoin en chaux : Il est fixé arbitrairement à 4 tonne humide/ha par 6 ans

Contraintes C2

- Il est peu probable (95% des cas) qu'un biosolide mixte de papetière soit C2 (pour le cadmium). Il est encore moins probable que 2 biosolides soient C2.

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
- 0,8 t humus/ha produit par l'orge, 0,6 t/ha pour la pdt (estimé)
- coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 30% (à cause de la lignine)
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Pa-Pa-O#2 : rotation de 3 ans : pomme de terre (pdt) – pdt - orge (avec biosolides municipaux granulés, et résidu magnésien)

Il s'agit d'un scénario semblable à Pa-Pa-O #1. Le biosolide municipal granulé servira d'engrais et de source de matière organique. Un résidu magnésien peut être utilisé pour combler les besoins en Mg et pour ajuster le pH.

Données de base :

- 3,0 t orge/ha à 4 kg P/tonne (rendements un peu supérieurs dû à l'apport de biosolides)
- 30 t pdt/ha à 20% m.s. à 0,5 kg P/tonne (rendements moyens maintenus)
- Biosolides municipaux granulés moyens : 92 % m.s., 3,1% N, 3,0% P₂O₅, 0,37% K₂O, 44% de m.o.
- Épandage de biosolides en mai, avec les engrais minéraux, pour chaque année de pomme de terre.
- Résidu magnésien moyen, épandu à 4 t humide (2 tonnes sec)/ha/6 ans

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- N disponible du biosolide = 30%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 15%, 3^{ème} année = 7,5%)

Contraintes phosphore

Les sols en pomme de terre ont un historique de surfertilisation par les engrais. Néanmoins, nous considérerons un sol

- de richesse moyenne en P avec 190 kg P/ha
- un pourcentage de saturation en phosphore de 13.
- Pour la pdt, on prend les nouvelles grilles proposées, qui sont basées sur le % de saturation en phosphore (S). On cherche à garder S<15, sinon les apports en P doivent être considérablement réduits. On a toujours un minimum de 25 kg P₂O₅/ha sous forme d'engrais minéral pour la pdt.
- Pour l'orge, aucune fertilisation P complémentaire. On ne vise pas un rendement maximum.
- P disponible du biosolide de 60%, facteur de division de 1,6 pour le résidu magnésien épandu à l'automne.

Contraintes pouvoir neutralisant

- Il est fixé arbitrairement à 4 tonne humide/ha par 6 ans

Contraintes C2

- Les biosolides municipaux sont toujours C2. Le résidu magnésien parfois.

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
 - 0,8 t humus/ha produit par l'orge, 0,6 t/ha pour la pdt (estimé)
 - coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 20%
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Pa-Pa-O#3 : rotation de 3 ans : pomme de terre (pdt) – pdt - orge (avec fumier de bovins et chaux agricole)

Il s'agit d'un scénario avant-gardiste. Les producteurs de pommes de terre devront déboursier pour acheter du fumier, car les pertes de matière organique du sol compromettront la durabilité de l'entreprise. Le fumier de vaches sera utilisé, à cause de son abondance et sa production d'humus. Les quantités seront limitées à tous les trois ans, à cause du coût d'achat et de transport qui seront aux frais de l'agriculteur (contrairement aux biosolides).

Données de base :

- 3,0 t orge/ha à 4 kg P/tonne
- 30 t pdt/ha à 20% m.s. à 0,5 kg P/tonne (rendements moyens maintenus)
- Fumier de bovins moyen : 24 % m.s., 2,3% N, 1,6% P₂O₅, 2,3% K₂O, 82% de m.o.
- Épandage du fumier l'automne précédent la première année de pdt, incorporation en 48 heures, le taux est réduit pour conserver au moins 25 kg P₂O₅ sous forme d'engrais minéral.
- Chaux agricole, 2 tonnes sec/ha/6 ans, l'automne précédent l'orge.

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- N disponible du fumier = 33%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ème} année = 16,5%, 3^e année = 8,25%)

Contraintes phosphore

- Disponibilité de 65% pour le fumier et coefficient de division de 1,6

Contraintes pouvoir neutralisant

- 4 tonne/ha par 6 ans

Contraintes C2

- Non applicable

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
- 0,8 t humus/ha produit par l'orge, 0,6 t/ha pour la pdt (estimé)

- coefficient iso-humique hypothétique du fumier de 25%
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Pa-Pa-O#4 : rotation de 3 ans : pomme de terre (pdt) – pdt - orge (sans source de matière organique)

Le statu quo n'est pas durable. Je n'ai donc pas fait ce scénario.

SCÉNARIO Ch-Ca-Oi-O#1 : rotation de 3 ans : choux-carottes-oignons (avec biosolides mixtes de papetières et poussières de cimenteries)

Il est difficile d'avoir un scénario représentatif, car en général, les oignons sont cultivés en terres organiques et les choux en terres minérales. On choisit cependant un sol minéral, car en terres organique il n'est pas besoin d'amendement organique. L'épandage de MRF P2 est par ailleurs interdit sur les sols organiques.

Données de base :

- 40 t choux/ha à 0,32 kg P/tonne (rendements un peu supérieurs dû à l'apport de biosolides)
- 32 t carottes/ha à 0,35 kg P/tonne
- 25 t oignons/ha à 0,35 kg P/t.
- Biosolides mixtes de papetières moyens : 26% m.s., 2,4% N, 0,96% P₂O₅, 0,2% K₂O, 80% de m.o.
- Épandage de biosolides mixtes en octobre précédant la première année de choix, avec incorporation en 24 heures, et en octobre précédant la 4^e et la 5^e année de prairie (ans 5 et 6), sans incorporation. L'épandage d'une fumure organique fraîche (non compostée) ne se fait pas pour la carotte et l'oignon.
- Poussières de cimenteries épandues à raison de 2 tonnes sec/ha/3 ans, en octobre précédant le choux, incorporation en 48 heures.

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- N disponible du biosolide = 50%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ère} année = 25%, 3^e année = 12,5%)

Contraintes phosphore

- Sol sableux de richesse moyenne en P avec 190 kg P/ha
- un pourcentage de saturation en phosphore de 13.
- Pour le choux, on fertilise avec les futures Grilles du CPVQ pour la pomme de terre
- Pour la carotte et l'oignon, fixés arbitrairement à 50% des besoins du choux.
- P disponible du biosolide 100% (selon N'dayegamiye), mais/1,6 pour l'épandage d'automne (selon CPVQ) = 63% au total.

Contraintes pouvoir neutralisant

- Le pH du sol doit être maintenu près de 6,5.

Contraintes C2

- Il est peu probable (95% des cas) qu'un biosolide de papetière soit C2 (pour le cadmium).

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
 - 0,4 t humus/ha/an (estimé)
 - coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 30% (à cause de la lignine)
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Ch-Ca-Oi-O#2 : rotation de 3 ans : choux-carottes-oignons (avec biosolides municipaux granulés et poussières de cimenteries)

Il est difficile d'avoir un scénario représentatif, car en général, les oignons sont cultivés en terres organiques et les choux en terres minérales. On choisit cependant un sol minéral, car en terres organique il n'est pas besoin d'amendement organique. L'épandage de MRF P2 est par ailleurs interdit sur les sols organiques.

Données de base :

- voir le scénario précédent
- Biosolides municipaux granulés moyens : 92 % m.s., 3,1% N, 3,0% P₂O₅, 0,37% K₂O, 44% de m.o. Les plus grandes quantités (sèches) de biosolides municipaux potentiellement épandables au Québec seront les granulés. On a donc pris le contenu moyen en N-P₂O₅, m.o., incluant CUM et CUO, et on ajuste la m.s. à 92% et Al +0,5 Fe à 40%, ce qui est caractéristique aux granules généralement issus d'un procédé physico-chimique).
- les biosolides municipaux sont épandus au printemps, pour la culture de choux et d'oignons, avec les engrais minéraux et incorporés en 24 heures.

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- N disponible du biosolide =30%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ère} année = 15%, 3^e année = 7,5%)

Contraintes phosphore

- Voir le scénario précédent
- P disponible du biosolide 70%

Contraintes pouvoir neutralisant

- Le pH du sol doit être maintenu près de 6,5.

Contraintes C2

- Elle doit être respectée, car tous les biosolides municipaux sont C2.

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
 - 0,4 t humus/ha/an (estimé)
 - coefficient iso-humique hypothétique du biosolide de 20%
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Ch-Ca-Oi-O#3 : rotation de 3 ans : choux-carottes-oignons (avec fumier de bovins)

- voir les scénarios précédents
- Fumier de bovins moyen : 24 % m.s., 2,3% N, 1,6% P₂O₅, 2,3% K₂O, 82% de m.o.
- Épandage du fumier l'automne précédent la première année de choux, incorporation en 48 heures, le taux est réduit pour conserver au moins 25 kg P₂O₅ sous forme d'engrais minéral.
- Chaux agricole, 2 tonnes sec/ha/6 ans, l'automne précédent l'orge.

Contraintes azote

- Respecter les besoins maximum du CPVQ.
- N disponible du fumier =33%
- Ndisp. Arrière effet (2^{ère} année = 16,5%, 3^e année = 8,25%)

Contraintes phosphore

- Voir scénario précédent.
- P disponible du fumier 65%, mais/1,8 pour l'épandage d'automne (selon CPVQ)

Contraintes pouvoir neutralisant

- Le pH du sol doit être maintenu près de 6,5.

Contraintes C2

- Non applicable

Bilan de la matière organique

- Sol pauvre en matière organique (3%)
- 0,4 t humus/ha/an (estimé)
- coefficient iso-humique hypothétique du fumier de 25%0%
- taux de minéralisation d'un sol sableux et une culture sarclée et irriguée max de 2,5%.

SCÉNARIO Ch-Ca-Oi-O#4 : rotation de 3 ans : choux-carottes-oignons (avec engrais minéraux seulement)

Ce scénario n'est pas durable, il faut une source de matière organique. Les calculs n'ont donc pas été effectués.