

**État de l'art du traitement et de la disposition
ou valorisation des boues d'épuration municipales
Hydro-Québec**

HYDRO-QUÉBEC

INRS-Eau

Efficacité énergétique électrique

Les mesures d'efficacité énergétique électrique dans le secteur de l'eau

***État de l'art du traitement et
de la disposition ou valorisation
des boues d'usines d'épuration
municipales***

par: Jean-François Blais et Jean-Louis Sasseville

Édition: Jean-François Blais et Jean-Louis Sasseville

INRS-Eau, Rapport de recherche No. 429
Institut national de la recherche scientifique

Sommaire

La production mondiale de boues d'épuration est présentement estimée aux environs de 30 millions de tonnes de boues sèche annuellement. De ceci, les stations d'épuration au Québec génèrent approximativement 130 000 tbs/an. Hydro-Québec, principal fournisseur d'énergie électrique au Québec, s'est donné comme objectif d'établir un programme cadre pour la mise en place de mesures d'efficacité énergétique dans le secteur de l'eau et ainsi, dans le domaine de la gestion des boues résiduelles urbaines, un segment du processus d'assainissement des eaux usées municipales. L'INRS-Eau a été mandaté par cet organisme pour réaliser une étude intitulée « État de l'art du traitement et de la valorisation ou disposition des boues d'usines d'épuration municipales ». L'objectif de cette étude est d'aider Hydro-Québec à définir les orientations à donner à son programme en matière d'efficacité énergétique associée au traitement et à la disposition ou valorisation des boues résiduelles urbaines.

Le premier chapitre de ce document présente un portrait de la situation actuelle concernant, principalement, la production des boues d'épuration municipales, ainsi que leurs principales voies de disposition ou valorisation, tels que pratiquées au Québec et au Canada, aux États-Unis, en Europe, de même que dans quelques pays d'Asie et d'Océanie. La majorité des municipalités québécoises traitent leurs eaux usées par la technique des étangs aérés. À l'heure actuelle, près de 200 stations d'épuration québécoises, desservant environ 635 000 personnes, exploitent ces systèmes d'étangs aérés. Il est prévu qu'au terme du programme d'assainissement du Québec, près de 600 stations utiliseront ce type de traitement. La production globale de boues provenant des étangs aérés au Québec devrait, à ce moment, se situer à près de 10 000 tbs/an. La station d'épuration de la CUM produit annuellement, à elle seule, près de 80 000 tbs, la CUQ environ 16 000 tbs/an et la CUO approximativement 6 000 tbs/an. Les boues de la CUM sont incinérées après déshydratation sur filtres presses à plateaux et maintenant sur presseurs rotatifs. À la CUQ, les boues sont également incinérées, après filtration sur bandes presseuses et séchage thermique. Les boues de la CUO sont séchées, granulées et valorisées comme engrais. Dans les stations québécoises de plus petites capacités, les boues sont habituellement stabilisées (stockage et/ou digestion) par voie aérobie, déshydratées sur filtres à bandes presseuses et disposées par enfouissement sanitaire ou encore, dans certains cas, par valorisation agricole. En excluant les boues d'épuration produites aux stations de la CUM, de la CUQ, de la CUO ainsi que les boues générées dans les systèmes de lagunage et de fosses septiques, la production annuelle de boues pour le reste du parc de stations peut être estimée à près de 17 600 tbs/an.

Le deuxième chapitre trace un profil de la problématique de la disposition et valorisation des boues résiduelles urbaines en examinant les principaux facteurs de risque à tenir compte lors de l'élimination de ce rejet, soit: la présence de microorganismes pathogènes, la putrescibilité et la production d'odeurs de cette biomasse, ainsi que les teneurs en métaux lourds et contaminants organiques toxiques. En Amérique du Nord et en Europe, environ 50 % des boues produites par les usines d'épuration municipales contiennent des concentrations en métaux lourds qui excèdent les normes recommandées pour l'épandage agricole.

L'élimination finale des boues est, dans bien des cas, limitée par la présence de substances potentiellement toxiques, de microorganismes pathogènes ou encore simplement par le pouvoir fermentescible des boues, qui résulte en la production d'odeurs nauséabondes après disposition de cette biomasse dans l'environnement. Les boues d'épuration doivent donc, habituellement, subir une étape de stabilisation ou de traitement, avant leur déshydratation et leur valorisation ou disposition finale. Le troisième chapitre traite donc des diverses technologies de stabilisation et traitement des boues municipales. Le point a donc été fait sur les techniques usuelles de stabilisation des boues, soit les procédés de digestion aérobie et anaérobie mésophiles, le lagunage et le chaulage des boues. De plus, les nouvelles alternatives technologiques qui ont été proposées à travers le monde ont aussi été présentées, dont: Les digestions aérobie ou anaérobie autothermiques thermophiles, les digestions mixtes (pré-digestion aérobie thermophile suivie de la digestion anaérobie mésophile ou la digestion

anaérobie mésophile suivie d'une digestion aérobie thermophile), le procédé de digestion anoxie-aérobie, la stabilisation chimique par fixation chimique ou par traitement acide, la stabilisation thermique couplée ou non à un traitement acide ou avec pressurisation, l'oxydation chimique, la pasteurisation, la radiation ionisante, la presseurisation et les procédés de décontamination des boues. De ces nouvelles technologies, le procédé de digestion anoxie-aérobie et les procédés de décontamination des boues (enlèvement des métaux lourds et destruction des germes pathogènes) sont forts prometteurs, tenant compte du contexte québécois, et devraient faire l'objet de travaux de démonstration à l'échelle préindustrielle ou industrielle.

Le quatrième chapitre fait le point sur les diverses pratiques de déshydratation des boues municipales. Les techniques usuelles menant à la déshydratation des boues, tels que la décantation, la flottation, le conditionnement chimique, la centrifugation, la filtration sous vide, la filtration sous pression, la filtration sur bandes presseuses, les presses à vis et le lit de séchage, ont été décrites. De même, les nouveaux procédés de conditionnement et de déshydratation des boues ont été décrits et analysés. Parmi eux notons: Le conditionnement thermique ou par traitement acide, le conditionnement et la déshydratation par gel-dégel, le conditionnement par charges, par électro-acoustique-osmose et par solvants ou huiles, la déshydratation sur filtres-presses à membranes, sur presseur rotatif, ou encore par utilisation de micro-ondes. Les diverses techniques de séchage thermique ont aussi été discutées. L'analyse de la documentation existante témoigne que le conditionnement thermique ou par traitement acide, devrait être évalué sérieusement. L'application de ces techniques pourrait, en effet, permettre d'améliorer les mauvais rendements de déshydratation des boues obtenus couramment dans les stations d'épuration québécoises, et d'autre part, de hausser le niveau de destruction des germes pathogènes atteint par les techniques conventionnelles de stabilisation des boues. La technique de conditionnement et déshydratation par gel-dégel est particulièrement intéressante pour les stations d'épuration québécoises et devrait faire l'objet de travaux plus poussés, tant pour le traitement des boues d'étangs, que pour les boues produites dans les autres types d'usines. Une innovation intéressante, déjà envisagée au laboratoire des technologies électrochimiques et des électrotechnologies d'Hydro-Québec à Shawinigan, comprend la combinaison d'une étape de séchage par radiation infrarouge à la filtration sur bandes presseuses. Cette méthode prometteuse, permettant de hausser le rendement de déshydratation des boues, devrait être explorée dans le cadre d'une étude pilote. L'implantation progressive de la technologie du presseur rotatif comme technique de déshydratation des boues dans les stations d'épuration québécoises est également à encourager, tant sur le point de la réduction de la consommation électrique, qu'au niveau de l'efficacité de ce procédé en comparaison à la filtration sur bandes presseuses.

Comme tel, les diverses voies de disposition finale ou valorisation des boues d'épuration sont explorées au cinquième chapitre. La valorisation sur les terres, soit par épandage agricole ou sylvicole, ou encore par production de compost, représente une approche souhaitable des points de vue écologique et économique, en autant que les boues ne présentent pas de risque de contamination par les microorganismes pathogènes et surtout par les métaux toxiques. Plusieurs autres pratiques ont été discutées dans ce document, dont: la réhabilitation des sols et l'enfouissement sanitaire, le rejet en mer, l'incinération, la fusion-vitrification, la production de combustibles (huiles lourdes) par pyrolyse et liquéfaction thermo-chimique, la fabrication de matériaux de construction (briques et ciment), ainsi que l'utilisation des boues dans la préparation de papier et de peinture, dans l'alimentation animale et pour l'extraction de composantes (protéines, vitamines et graisses). De ces alternatives, le recyclage des boues dans la fabrication de matériaux de construction pourraient être envisagés et testés, notamment dans les cas où les stations d'épuration sont situées à proximité de cimenterie.

Le sixième chapitre a été consacré à l'étude de la consommation énergétique électrique des principaux procédés de traitement et de disposition ou valorisation des boues résiduelles urbaines. Les aspects économiques généraux liés à l'installation et à l'opération de ces systèmes sont également abordés selon l'ampleur de la documentation disponible. Le septième chapitre identifie, sur la base des connaissances exposées dans les chapitres précédents ainsi que de la situation particulière en matière de gestion des boues d'épuration au Québec, les procédés et pratiques présentant un intérêt particulier qui devraient faire l'objet de recherches plus approfondies.



Table des matières

SOMMAIRE	iii
TABLE DES MATIERES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
LISTE DES FIGURES.....	xiii
INTRODUCTION.....	1
1. PRODUCTION ET GESTION DES BOUES D'EPURATION.....	4
1.1 QUEBEC ET CANADA.....	4
1.2 ÉTATS-UNIS.....	10
1.3 EUROPE	12
1.4 ASIE ET OCEANIE	13
1.4.1 Japon.....	13
1.4.2 Nouvelle-Zélande.....	14
2. PROBLEMATIQUE DE LA DISPOSITION ET DE LA VALORISATION DES BOUES.....	16
2.1 MICROORGANISMES PATHOGENES ET STABILISATION DES BOUES.....	16
2.2 POLLUANTS TOXIQUES	18
2.3.1 Composés organiques	21
2.3.2 Métaux lourds.....	22
3. STABILISATION ET TRAITEMENT DES BOUES.....	26
3.1 DIGESTION AEROBIE	26
3.1.1 Procédé conventionnel.....	26
3.1.2 Procédé thermophile autothermique	27
3.1.3 Procédé de digestion mixte.....	29
3.1.4 Procédé anoxie-aérobie.....	29
3.2 DIGESTION ANAEROBIE.....	30
3.3 LAGUNAGE.....	32
3.4 STABILISATION CHIMIQUE	32
3.4.1 Traitement alcalin	32
3.4.2 Traitement neutre	33
3.4.3 Traitement acide.....	33
3.5 STABILISATION THERMIQUE	37
3.6 STERILISATION.....	37
3.6.1 Pasteurisation.....	38
3.6.2 Radiation ionisante.....	38
3.6.3 Presseurisation.....	38
3.7 DECONTAMINATION DES BOUES.....	38
3.7.1 Biolixiviation-digestion avec soufre.....	41
3.7.2 Biolixiviation avec sulfate ferreux	41
3.7.3 Lixiviation chimique	42
4. DESHYDRATATION ET SECHAGE DES BOUES.....	46
4.1 ÉPAISSISSEMENT	46
4.1.1 Décantation.....	46
4.1.2 Flottation.....	46
4.1.3 Centrifugation	46
4.1.4 Drainage	47
4.1.5 Système BEST.....	47
4.2 CONDITIONNEMENT.....	47
4.2.1 Conditionnement chimique	47

4.2.2	Conditionnement thermique.....	48
4.2.3	Conditionnement par congélation.....	50
4.2.4	Conditionnement par charges.....	50
4.2.5	Conditionnement électro-acoustique-osmose.....	50
4.2.6	Conditionnement par solvants ou huiles.....	51
4.3	DESHYDRATATION.....	51
4.3.1	Centrifugation.....	51
4.3.2	Filtration sous vide.....	52
4.3.3	Filtration sous pression en chambres étanches.....	53
	Filtres-presses à plateaux chambrés classiques.....	53
	Filtres-presses à plateaux membranes.....	53
	Filtres-presses automatiques.....	55
4.3.4	Filtration sur bandes presseuses.....	56
4.3.5	Pressoirs rotatifs.....	57
4.3.6	Presses à vis.....	58
4.3.7	Lits de séchage.....	58
4.3.8	Lits de congélation.....	59
4.3.9	Micro-ondes.....	60
4.4	SECHAGE THERMIQUE.....	60
4.4.1	Séchage par contact.....	61
4.4.2	Séchage par convection.....	61
5.	DISPOSITION ET VALORISATION DES BOUES.....	65
5.1	INCINERATION.....	65
5.1.1	Four rotatif tubulaire.....	66
5.1.2	Four à soles étagées.....	66
5.1.3	Four à lit fluidisé.....	67
5.1.4	Four à pulvérisation.....	67
5.1.5	Co-incinération.....	67
5.2	VALORISATION DES BOUES SUR LES TERRES.....	67
5.2.1	Compostage.....	68
5.2.2	Épandage agricole.....	69
5.2.3	Épandage sylvicole.....	72
5.2.4	Réhabilitation de sol.....	73
5.3	ENFOUISSEMENT SANITAIRE.....	73
5.4	REJET EN MER.....	74
5.5	PRODUCTION DE COMBUSTIBLES.....	74
5.6	FABRICATION DE MATERIAUX DE CONSTRUCTION.....	75
5.7	AUTRES METHODES DE VALORISATION.....	76
6.	CONSOMMATION ELECTRIQUE ET ECONOMIQUE DE LA GESTION DES BOUES.....	77
6.1	STABILISATION ET TRAITEMENT DES BOUES.....	77
6.1.1	Digestion aérobie.....	77
6.1.2	Digestion anaérobie.....	79
6.1.3	Stabilisation chimique.....	81
6.1.4	Stabilisation thermique.....	81
6.1.5	Décontamination des boues.....	82
6.2	DESHYDRATATION ET SECHAGE DES BOUES.....	83
6.2.1	Épaississement.....	83
	Décantation.....	84
	Flottation.....	85
	Centrifugation.....	86
6.2.2	Conditionnement.....	86
	Conditionnement chimique.....	86
	Conditionnement thermique.....	87
6.2.3	Déshydratation.....	87
	Centrifugation.....	88

Filtration sous vide.....	89
Filtration sous pression.....	90
Filtration sur bandes presseuses.....	91
Pressoirs rotatifs.....	93
Lits de séchage.....	93
Lits de congélation.....	93
Micro-ondes.....	93
6.2.4 Séchage thermique.....	94
6.3 DISPOSITION ET VALORISATION DES BOUES.....	94
6.3.1 Incinération.....	94
6.3.2 Valorisation des boues sur les terres.....	96
Compostage.....	96
Épandage agricole.....	97
Autres types d'application sur les terres.....	98
6.3.3 Enfouissement sanitaire.....	98
6.3.4 Production de combustibles.....	98
7. IDENTIFICATION DES TECHNOLOGIES ET PRATIQUES D'INTERET POUR LE CONTEXTE QUEBECOIS.....	100
7.1 STABILISATION ET TRAITEMENT DES BOUES.....	100
7.2 DESHYDRATATION ET SECHAGE DES BOUES.....	104
7.3 DISPOSITION ET VALORISATION DES BOUES.....	107
CONCLUSION.....	109
BIBLIOGRAPHIE.....	112

Liste des Tableaux

TABLEAU 1	POPULATION CANADIENNE DESSERVIE PAR DES USINES D'ÉPURATION ET PRODUCTION DE BOUES MUNICIPALES EN 1981	5
TABLEAU 2	ESTIMATION DE LA PRODUCTION DE BOUES DANS LES STATIONS D'ÉPURATION QUEBECOISES DE TYPE BOUES ACTIVEES	8
TABLEAU 3	ESTIMATION DE LA PRODUCTION DE BOUES DANS LES STATIONS D'ÉPURATION QUEBECOISES DE TYPE BIOFILTRATION	9
TABLEAU 4	ESTIMATION DE LA PRODUCTION DE BOUES DANS LES STATIONS D'ÉPURATION QUEBECOISES DE TYPE BIODISQUES	9
TABLEAU 5.	DENOMBREMENT DES DIVERS PROCEDES DE TRAITEMENT DES BOUES D'ÉPURATION EMPLOYES AUX ÉTATS-UNIS.....	11
TABLEAU 6	REPARTITION DES MODES DE DISPOSITION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES AUX ÉTATS-UNIS	11
TABLEAU 7	STATISTIQUES DU RACCORDEMENT DE LA POPULATION EUROPÉENNE A DES OUVRAGES D'ASSAINISSEMENT MUNICIPAUX.....	12
TABLEAU 8	REPARTITION DES MODES DE DISPOSITION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES EN EUROPE.....	13
TABLEAU 9	REPARTITION DES MODES DE DISPOSITION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES AU JAPON.....	14
TABLEAU 10	REPARTITION DES MODES DE DISPOSITION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES EN NOUVELLE-ZÉLANDE	15
TABLEAU 11	PÉRIODE DE SURVIE DE QUELQUES MICROORGANISMES PATHOGENES DANS LE SOL ET SUR LES PLANTES.....	17
TABLEAU 12	EFFETS DE DIFFÉRENTS PROCEDES DE TRAITEMENT DES BOUES SUR LA DESTRUCTION DES PATHOGENES ET LA STABILISATION DES BOUES	18
TABLEAU 13	LES POLLUANTS TOXIQUES INORGANIQUES	19
TABLEAU 14	LES POLLUANTS TOXIQUES ORGANIQUES - LES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS	19
TABLEAU 15	LES POLLUANTS TOXIQUES ORGANIQUES - LES COMPOSES ORGANIQUES SEMI-VOLATILS EXTRACTIBLES EN MILIEU ACIDE	19
TABLEAU 16	LES POLLUANTS TOXIQUES ORGANIQUES - LES COMPOSES ORGANIQUES SEMI-VOLATILS EXTRACTIBLES EN MILIEU NEUTRE OU BASIQUE.....	20
TABLEAU 17	LES PESTICIDES ET PCB	20
TABLEAU 18	TENEURS MÉDIANES ($\mu\text{g}/\text{kg}$ BOUES SÈCHES) EN COMPOSES ORGANIQUES TOXIQUES DANS LES BOUES D'ÉPURATION AMÉRICAINES	21
TABLEAU 19	BILAN MONDIAL (1000 X TONNES/AN) DE LA CONTAMINATION EN MÉTAUX TOXIQUES PROVENANT DE LA DISPOSITION DES BOUES D'ÉPURATION.....	22
TABLEAU 20	TENEURS TYPIQUES (mg/kg BOUES SÈCHES) EN MÉTAUX LOURDS DANS LES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES.....	23
TABLEAU 21	ÉCHELLE DE PERFORMANCE DES FILTRES-PRESSES	54
TABLEAU 22	ÉCHELLE DE PERFORMANCE DES FILTRES <i>SUPERPRESS</i>	57
TABLEAU 23	VALEUR FERTILISANTE DES BOUES D'ÉPURATION DU QUÉBEC, DES ÉTATS-UNIS ET DU ROYAUME-UNI (% DE MATIÈRE SÈCHE)	70
TABLEAU 24	UTILISATION ANNUELLE DE L'AZOTE, DU PHOSPHORE ET DU POTASSIUM PAR DIFFÉRENTES CULTURES VÉGÉTALES	70
TABLEAU 25.	CONSOMMATION ÉLECTRIQUE TYPIQUE DES DIVERS PROCEDES DE DECONTAMINATION ET STABILISATION DES BOUES D'ÉPURATION	82
TABLEAU 26	COUT ($\text{\$CAN}/\text{TBS}$) DES DIVERSES ÉTAPES DE TRAITEMENT DES CHAINES DE DECONTAMINATION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES	84
TABLEAU 27	TAUX DE CHARGEMENT DES BOUES EN FONCTION DE LA SICCITÉ INITIALE DES BOUES	92
TABLEAU 28.	CONSOMMATION ÉLECTRIQUE (kWh/TBS) REQUISE POUR L'INCINÉRATION DES BOUES D'ÉPURATION MUNICIPALES.....	95
TABLEAU 29	CONSOMMATION ÉLECTRIQUE ET COUT TYPIQUES DES PROCEDES DE STABILISATION ET TRAITEMENT DES BOUES.....	101
TABLEAU 30	CONSOMMATION ÉLECTRIQUE ET COUT TYPIQUES DES PROCEDES D'ÉPAISSISSEMENT, DE CONDITIONNEMENT ET DE DESHYDRATATION DES BOUES.....	106



Liste des Figures

FIGURE 1.	ÉVOLUTION DU NOMBRE D'OUVRAGES D'ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES EN OPERATION AU QUEBEC.....	6
FIGURE 2.	ÉVOLUTION DE LA POPULATION DESSERVIE PAR DES D'OUVRAGES D'ASSAINISSEMENT DES EAUX USEES AU QUEBEC.....	6
FIGURE 3	REPARTITION DE LA PRODUCTION DE BOUES DANS LES STATIONS D'EPURATION QUEBECOISES	10
FIGURE 4	APERÇU DES DIVERSES POSSIBILITES D'INTEGRATION DU PROCEDE ACIDE DANS UNE CHAÎNE CONVENTIONNELLE DE TRAITEMENT DES BOUES D'EPURATION	35
FIGURE 5	CHAÎNE DE DECONTAMINATION DES BOUES D'EPURATION MUNICIPALES	42

Introduction

Dans les pays industrialisés, la consommation énergétique dédiée aux systèmes de traitement de l'eau de consommation et d'épuration des eaux usées domestiques, représente entre 1 et 3 % de la demande énergétique globale. Selon les études de l'Electric Power Research Institute (l'EPRI), les dépenses liées à la consommation énergétique dans les stations d'épuration des eaux usées représentent entre 20 et 35 % des budgets d'opération des ouvrages d'assainissement (Burton Environmental Engineering *et al.*, 1993). Pour sa part, Owen (1982) soutient que les coûts inhérents à la consommation électrique représentent près de 10 % des coûts totaux pour les stations d'épuration de type boues activées de faible capacité (< 3 786 m³/jr ou < 1 million de gallons U.S./jr) et peut constituer plus de 30 % du total, pour des stations de forte capacité (< 378 600 m³/jr ou < 100 million de gallons U.S./jr).

Les résultats des travaux de recherche sur la réduction de la consommation électrique dans les usines de traitement des eaux usées montrent que les systèmes de pompage et d'aération, ainsi que les procédés de traitement (stabilisation, conditionnement, déshydratation et séchage) et d'élimination (disposition ou valorisation) des boues constituent une portion considérable de la demande électrique globale (Andersson, 1980; Burton Environmental Engineering *et al.*, 1993; Ontario-Hydro, 1993b; Metcalf & Eddy Inc., 1992a, b; Middlebrooks *et al.*, 1981; Owen, 1982; WPCF et ASCE, 1988; Young et Koopman, 1991). Selon Metcalf & Eddy, Inc. (1992b), 15 à 25 % de l'énergie électrique consommée dans les stations d'épuration est consacrée au traitement et à la disposition des boues.

Les quantités croissantes de boues générées par le traitement des eaux usées municipales posent de sérieux problèmes quant à la disposition de ces résidus. Ainsi, la production annuelle de boues au Canada pour la fin du siècle devrait atteindre le million de tonnes, dont environ 20 % origineront du Québec (Webber, 1986). De même, la production Américaine et Européenne pour l'année 1990 a été évaluée à 5.5 et 6.1 millions de tonnes respectivement (Bradley *et al.*, 1992; U.S. E.P.A., 1993) et celle-ci devrait presque doubler d'ici la fin du siècle (Bowen *et al.*, 1989). À l'échelle mondiale, la production de boues d'épuration a été estimée aux environs de 30 millions de tbs/an (Nriagu et Pacyna, 1988).

Les coûts de traitement et d'élimination des boues pouvant représenter plus de 50 % du budget de la station d'épuration (Vesilind, 1980), il est donc indispensable de trouver des solutions économiques pour faire face à l'accroissement de la production de boues lors du traitement des eaux usées municipales. Les programmes d'épuration des eaux usées ayant comme objectif principal d'améliorer la qualité de l'environnement, la gestion du sous-produit de ce traitement doit également demeurer conforme à cette vision. Plusieurs alternatives sont actuellement utilisées ou à l'étude pour amener des solutions au problème du traitement et de l'élimination finale des boues.

Hydro-Québec a donc mandaté l'INRS-Eau pour réaliser une étude portant sur l'état de l'art en matière de gestion des boues d'épuration municipales. Son objectif est de réunir l'information de base pour élaborer un programme de recherche, développement et démonstration (RD&D) portant sur l'efficacité énergétique dans le domaine du traitement et de la disposition ou valorisation des boues résiduelles urbaines.

La réalisation de ce projet se subdivise en quatre types d'activités distinctes, soit:

- Caractériser les divers procédés de traitement et de valorisation ou disposition des boues d'épuration employés au Québec et à l'étranger.
- Faire une mise à jour des nouveaux procédés et variantes technologiques de gestion des boues d'épuration ayant été développés, testés et commercialisés au Québec et à l'étranger.
- Effectuer une analyse technico-économico-énergétique sommaire de ces technologies, afin d'identifier le potentiel d'implantation de ces technologies dans le contexte particulier de l'assainissement des eaux usées au Québec.
- Formuler des recommandations sur des projets de RD&D de technologies innovatrices et performantes de traitement et valorisation ou disposition des boues municipales.

Le *premier chapitre* de ce document présente un portrait de la situation actuelle concernant, principalement, la production des boues d'épuration municipales, ainsi que leurs principales voies de disposition ou valorisation, tels que pratiquées au Québec et au Canada, aux États-Unis, en Europe, de même que dans quelques pays d'Asie et d'Océanie.

Le *deuxième chapitre* trace un profil de la problématique de la disposition et valorisation des boues résiduelles urbaines en examinant les principaux facteurs de risque à tenir compte lors de l'élimination de ce rejet, soit: la présence de microorganismes pathogènes, la putrescibilité et la production d'odeurs de cette biomasse, ainsi que les teneurs en métaux lourds et contaminants organiques toxiques.

Le *troisième chapitre* présente une synthèse des différentes techniques de traitement et de stabilisation des boues municipales en opération à travers le monde, ainsi que certaines ayant fait l'objet de travaux de démonstration à l'échelle du pilote pré-industriel. Les technologies répertoriées s'inscrivent dans les procédés de digestion aérobie, de digestion anaérobie, de lagunage, de stabilisation chimique ou thermique, de stérilisation et de décontamination des boues d'épuration.

Le *quatrième chapitre* fait le point sur les diverses pratiques de déshydratation des boues municipales. Plus spécifiquement, les techniques qui y sont abordées traitent de l'épaississement des boues, du conditionnement chimique, thermique ou autres, des méthodes de déshydratation, ainsi que du séchage thermique des boues résiduelles.

Comme tel, les diverses voies de disposition finale ou valorisation des boues d'épuration sont explorées au *cinquième chapitre*. Les pratiques recensées peuvent être regroupées dans les domaines suivants, soit: l'incinération, la valorisation sur les terres, l'enfouissement sanitaire, le rejet en mer, la production de combustibles, la fabrication de matériaux de construction et autres.

Le *sixième chapitre* a été consacré à l'étude de la consommation énergétique électrique des principaux procédés de traitement et de disposition ou valorisation des boues résiduelles urbaines. Les aspects économiques généraux reliés à l'installation et à l'opération de ces systèmes sont également abordés selon l'ampleur de la documentation disponible.

Le *septième chapitre* identifie, sur la base des connaissances exposées dans les chapitres précédents ainsi que de la situation particulière en matière de gestion des boues d'épuration au Québec, les procédés et pratiques présentant un intérêt particulier qui devraient faire l'objet de recherches plus approfondies. Certains de ces procédés performants en terme d'efficacité énergétique, ont été identifiés comme ayant un potentiel technologique suffisant, pour y consacrer des travaux de développement et démonstration au Québec.

1. Production et gestion des boues d'épuration

Le traitement des eaux usées des usines d'épuration municipales permet le rejet, dans le milieu, d'une eau de qualité acceptable, mais génère inévitablement un résidu appelé boues résiduelles ou d'épuration. L'élimination de ces boues, constituées de matières organiques riches en éléments nutritifs, représente l'un des plus importants défis que les ingénieurs et gestionnaires sanitaires doivent affronter actuellement. Nriagu et Pacyna (1988) ont évalué la production mondiale de boues d'épuration à 30 millions de tbs/an, à raison de 30 g par capita par jour. Ce premier chapitre fait le point sur la situation actuelle québécoise et mondiale en matière de production et de disposition des boues d'épuration.

1.1 Québec et Canada

En 1981, environ 48 % de la population canadienne était reliée à des ouvrages d'assainissement municipaux. Le Tableau 1 illustre la population desservie par des usines ainsi que la production de boues d'épuration à ce moment (Webber, 1988). Depuis ce temps, ce pourcentage a été haussé significativement, en raison principalement de la mise en oeuvre du programme d'assainissement des eaux du Québec.

En ce qui concerne les modes de disposition des boues, 29 % du volume total de boues d'épuration produites au Canada, en 1981, a été employé à des fins agricoles, alors que 37 % a été disposé par enfouissement (Webber, 1988). En Ontario, 32 % des boues municipales ont été épandues sur les terres agricoles en 1981.

La Figure 1 montre l'évolution importante du nombre d'ouvrages d'assainissement réalisés dans le cadre du PAEQ de 1980 à 1993. L'évolution de la population desservie durant la même période est présentée à la Figure 2. Au terme du volet municipal du PAEQ, plus de 879 municipalités auront acquis les infrastructures requises pour le traitement de leurs eaux usées.

Dans le rapport annuel 1992-93 de la Société Québécoise d'Assainissement des Eaux (SQAE), il est mentionné qu'en 1992, plus de 765 municipalités avaient signé un protocole d'entente avec le MEF, principal partenaire financier du programme. Ainsi, alors qu'en 1980 moins de 2 % de la population du Québec voyait ses eaux usées traitées, au 1^{er} janvier 1991, environ 37 % de la population du Québec était susceptible d'être reliée à des ouvrages d'assainissement collectifs. Ce pourcentage atteint un peu plus de 40 % au 1^{er} janvier 1992, puis environ 65 % au 1^{er} janvier 1993 suite à l'entrée en fonction de stations d'épuration importantes, telles que celles de la CUQ et de Longueuil. Enfin, au cours de cette année 1994, la population desservie s'est élevée à environ 74 % avec le parachèvement des ouvrages d'assainissement de la CUM (versant sud).

Tableau 1 Population canadienne desservie par des usines d'épuration et production de boues municipales en 1981

Province ou territoire	Population totale (M personnes)	Population desservie (M personnes)	Proportion de la population desservie (%)	Production de boues (K tbs/an)
Alberta	2.21	1.49	67.4	63
Colombie-Britannique	2.72	1.57	57.7	28
Île-du-Prince-Édouard	0.12	0.06	50.0	0.9
Manitoba	1.02	0.79	77.5	20
Nouveau-Brunswick	0.69	0.19	27.5	7.1
Nouvelle-Écosse	0.84	0.11	13.1	7.5
Ontario	8.55	6.37	74.5	192
Québec	6.38	0.41	6.4	82
Saskatchewan	0.96	0.57	59.4	15.4
Terre-Neuve	0.56	0.06	10.7	5.1
Territoire du Yukon	0.02	0.02	100	0.3
Territoires du Nord-Ouest	0.04	0.02	50.0	0.7
Canada	24.1	11.6	48.1	422

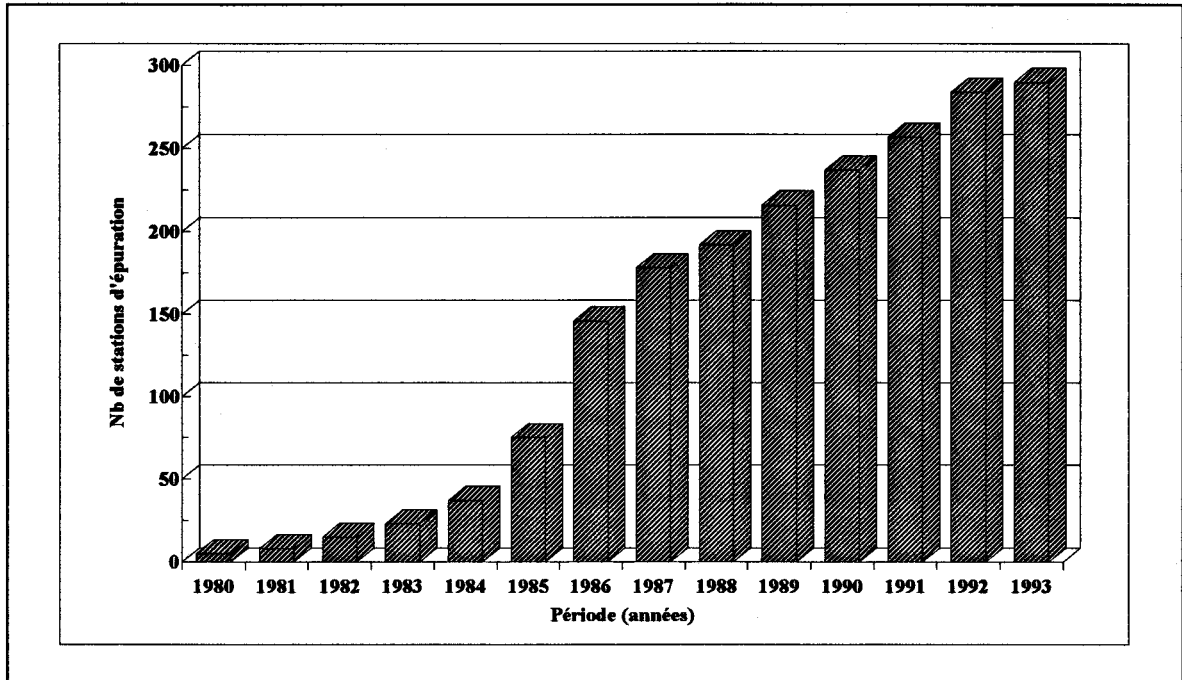


Figure 1. Évolution du nombre d'ouvrages d'assainissement des eaux usées en opération au Québec.

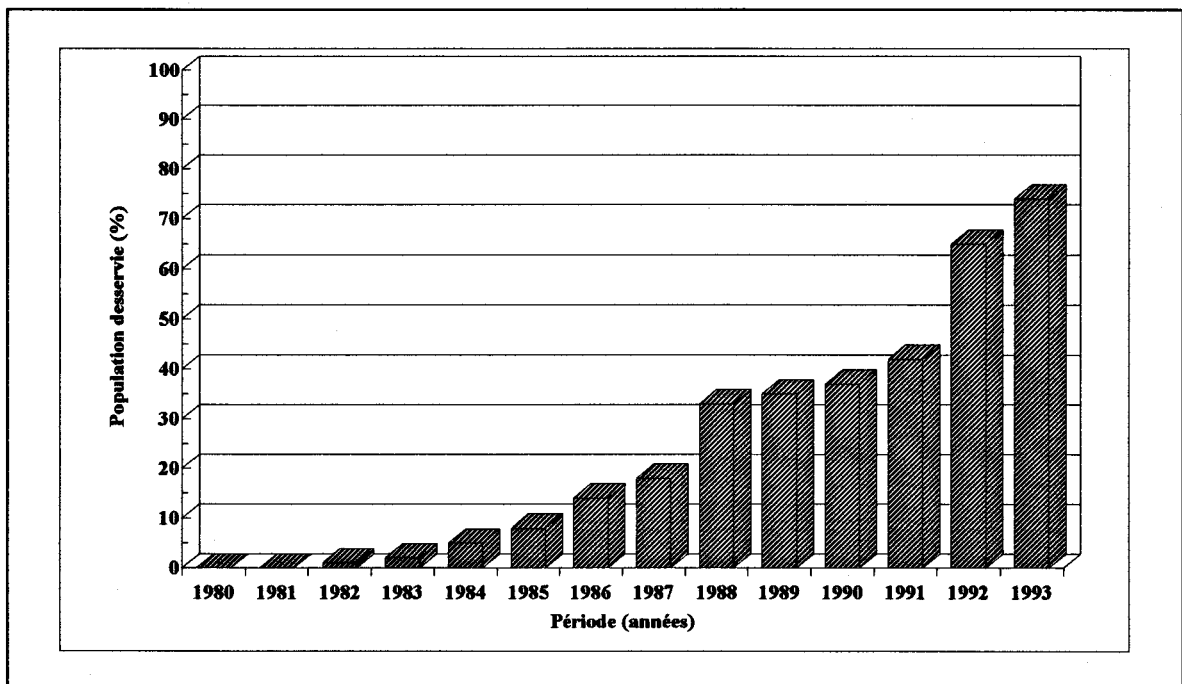


Figure 2. Évolution de la population desservie par des d'ouvrages d'assainissement des eaux usées au Québec.

En date du 1^{er} janvier 1992, on recensait 257 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux en opération sur le territoire québécois par le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF). Ce nombre s'élevait à 284 stations d'épuration au début de l'année 1993 et serait d'environ 289 stations au début de l'année 1994. Les 289 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux dénombrés actuellement comprennent, en autres, les ouvrages de la CUM et de la CUQ (Est et Ouest), qui à eux seuls, représentent 59.1 % de la capacité de traitement installée au Québec. Ce pourcentage est maintenant de plus de 70 % avec la fin des travaux de raccordement du versant sud de la CUM. Des renseignements supplémentaires concernant le parc québécois de stations d'épuration municipales sont disponibles dans l'étude de Blais *et al.* (1994a) et dans le rapport du Ministère de l'Environnement et de la Faune (Dartois, 1992).

La majorité des municipalités québécoises traitent leurs eaux usées par la technique des étangs aérés. À l'heure actuelle, près de 200 stations d'épuration québécoises, desservant environ 635 000 personnes, exploitent ces systèmes d'étangs aérés. Une proportion significative d'entre elles accumulent des boues contaminées durant une période de 7 à 12 ans. De plus, il est prévu qu'au terme du programme d'assainissement du Québec (PAEQ), près de 600 stations utiliseront ce type de traitement. En considérant une production unitaire de 0.014 kg de boues sèches/jour/individu (Boileau & Associés Inc., 1989), la production globale de boues provenant des étangs aérés au Québec devrait se situer à près de 10 000 tbs/an d'ici la fin du siècle.

La production totale de boues dans les stations d'épuration au Québec se situe, à l'heure actuelle, aux environs de 130 000 tbs/an. Mentionnons que la CUM produit annuellement près de 80 000 tbs (220 tbs/jr), la CUQ (Est et Ouest) environ 16 000 tbs/an (43.9 tbs/jr) et la CUO approximativement 6 000 tbs/an (16.4 tbs/jr). Les boues de la CUM et de la CUQ sont incinérées après déshydratation sur filtres à bandes presseuses (CUQ), ainsi que sur filtres presses à plateaux et presseurs rotatifs (CUM). Les boues de la CUO sont séchées, granulées et valorisées comme engrais. Dans les stations québécoises de plus petites capacités, les boues sont habituellement stabilisées (stockage et/ou digestion) par voie aérobie, déshydratées sur filtres à bandes presseuses et disposées par enfouissement sanitaire ou encore par valorisation agricole.

En excluant les boues d'épuration produites aux stations de la CUM, de la CUQ, de la CUO ainsi que les boues générées dans les systèmes de lagunage et de fosses septiques, la production annuelle de boues pour le reste du parc de stations (principalement des stations de type boues activées et biofiltration) peut être estimée à près de 48.3 tbs/jr ou 17 600 tbs/an. Ce calcul se base sur une production moyenne de boues de 60 g/jr/personne desservie (U.S. EPA, 1993) et d'une population de 800 000 personnes (Blais *et al.*, 1994a). Les Tableaux 2 à 4 montrent la production estimée de boues dans les 60 stations d'épuration de type biofiltration (sauf CUQ), boues activées (sauf CUO) et biodisques. La production moyenne de boues dans ces 60 stations se situe donc à

approximativement 0.80 tbs/jr. La Figure 3 trace un profil de la répartition de la production de boues estimé pour ces 60 stations.

Tableau 2 Estimation de la production de boues dans les stations d'épuration québécoises de type boues activées

Municipalités	Population desservie	Production de boues (tbs/jr)
Asbestos	10 225	0.61
Ayer's-Cliff	3 452	0.21
Beauceville	5 000	0.30
Beauharnois	9 822	0.59
Cowansville	14 000	0.84
Crabtree	1 950	0.12
Farnham	6 500	0.39
Granby	38 500	2.31
Jonquière	60 000	3.60
La Baie	18 828	1.13
La Prairie	45 735	2.74
Lac-Mégantic	8 400	0.50
Magog	14 580	0.88
Marieville	6 000	0.36
Mont-Rolland	6 070	0.36
Notre-Dame-du-Lac	2 060	0.12
Pincourt	13 545	0.81
Rock-Forest	2 920	0.18
Rock-Island	2 100	0.13
Saint-Bernard	700	0.04
Saint-Charles	1 450	0.09
Saint-Gabriel	4 400	0.26
Saint-Georges	16 595	1.00
Saint-Hyacinthe	51 520	3.09
Saint-Jacques	2 325	0.14
Saint-Jean-Baptiste	1 425	0.09
Saint-Jovite	4 300	0.26
Saint-Roch-de-L'Achigan	1 776	0.11
Sainte-Agathe-des-Monts	7 000	0.42
Sainte-Madeleine	1 366	0.08
Salaberry-de-Valleyfield	37 784	2.27
Theford-Mines	30 475	1.83
Val-d'Or	23 400	1.40
Vaudreuil	14 800	0.89
Victoriaville	34 125	2.05
Total	503 128	30.19

Tableau 3 Estimation de la production de boues dans les stations d'épuration québécoises de type biofiltration

Municipalités	Population desservie	Production de boues (tbs/jr)
Boisbriand	14 400	0.87
Chateauguay	38 000	2.28
Gaspé	9 400	0.56
Ile-Perrot	7 700	0.46
Joliette	17 976	1.08
Laval (Ste-Rose)	26 466	1.59
Lorraine	12 500	0.75
Rosemère	8 700	0.52
Saint-Eustache	32 000	1.92
Sainte-Thérèse-de-Blainville	39 000	2.34
Sherbrooke	85 000	5.10
Total	291 142	17.47

Tableau 4 Estimation de la production de boues dans les stations d'épuration québécoises de type biodisques

Municipalités	Population desservie	Production de boues (tbs/jr)
Ascot-Corner	650	0.039
Bouchette	300	0.018
Campbell's-Bay	1 180	0.071
Chapeau	455	0.027
Henryville	917	0.055
Mont-Saint-Grégoire	880	0.053
Mont-Tremblant-1	1 750	0.105
Notre-Dame-des-Pins	501	0.030
Percé	425	0.026
Saint-Hugues	431	0.026
Saint-Jean-des-Piles	424	0.025
Saint-Placide	330	0.020
Saint-Hélène-de-Bagot	1 000	0.060
Upton	856	0.051
Total	10 099	0.61

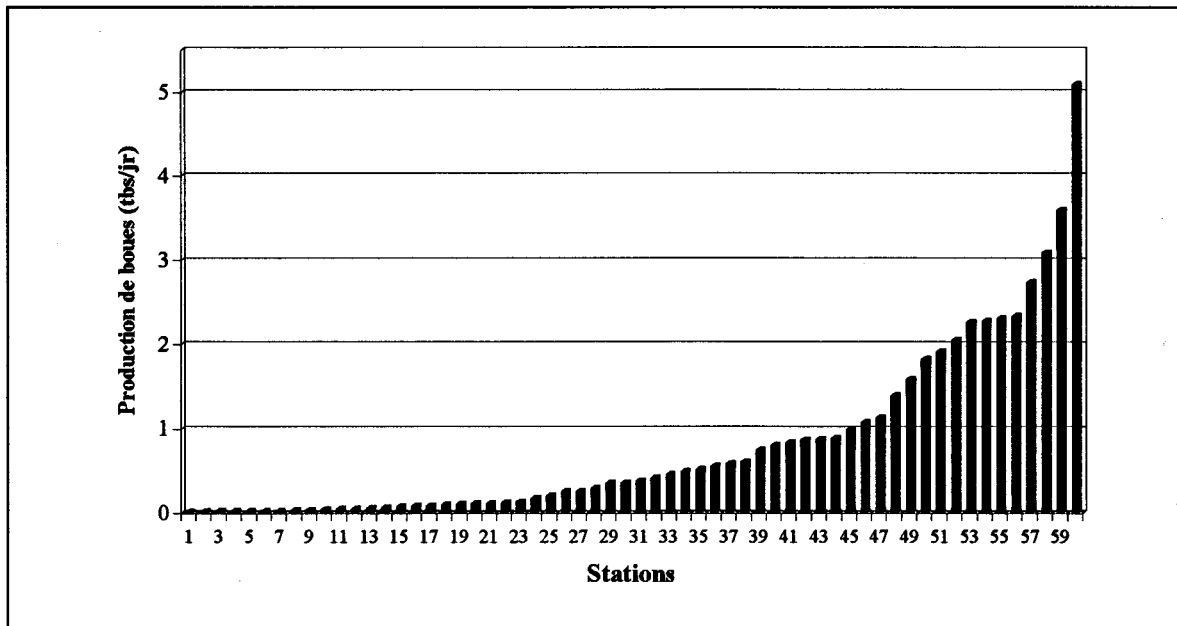


Figure 3 Répartition de la production de boues dans les stations d'épuration québécoises

1.2 États-Unis

La production annuelle de boues d'épuration aux États-Unis a été estimée à 5.4 millions de tonnes de boues sèches, soit environ 21.4 kg par personne par année. Le nombre de stations d'épuration des eaux usées Américaines a été estimé à 12 750 selon la dernière étude menée par l'agence de protection environnementale américaine (U.S. EPA, 1993). Le Tableau 5 présente un portrait des principaux procédés de traitement des boues employés aux États-Unis (Burton Environmental Engineering *et al.*, 1993).

Le Tableau 6 montre la répartition des modes de disposition des boues tel que pratiquée en 1988 aux États-Unis (U.S. EPA, 1993). L'épandage des boues et la disposition en surface constitue le mode de disposition des boues municipales le plus commun, suivi de près par l'enfouissement sanitaire. Le rejet des boues en mer est maintenant interdit aux États-Unis depuis le 31 décembre 1991.

Tableau 5. Dénombrement des divers procédés de traitement des boues d'épuration employés aux États-Unis

Procédés	Nb de stations en 1988	Nb de stations prévues	Hausse	% de hausse
Épaississement gravitaire	1 246	1 556	310	25
Digestion aérobie	3 710	4 800	1 090	29
Digestion anaérobie	3 628	4 072	444	12
Traitement thermique	143	163	20	14
Déshydratation mécanique	1 718	2 123	405	24
Séchage à l'air	6 037	7 241	1 204	20
Compostage	77	126	49	64
Fossés d'oxydation	688	822	134	19
Stabilisation chimique	139	189	50	36
Incineration	341	392	51	15
Récupération des gaz et de la chaleur	246	288	42	17
Autres traitements	574	774	200	35

Tableau 6 Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales aux États-Unis

Modes de disposition	Quantité de boues (K tbs/an)	Répartition (%)
Épandage et disposition en surface	2 338	43.6
Enfouissement	1 819	34.0
Incineration	865	16.1
Rejet en mer	335	6.3
Total	5 357	100.0

1.3 Europe

Cette section décrit les pratiques courantes en matière de traitement et de disposition des boues d'épuration en Europe (principalement l'Europe de l'Ouest). À l'heure actuelle, plus de 220 000 millions de personnes sont desservies par des systèmes d'assainissement des eaux usées en Europe de l'Ouest, soit environ 65 % de la population globale. Le Tableau 7 préparé à partir du document de Bradley *et al.* (1992) présente les statistiques, par pays, de la population raccordée à des ouvrages d'assainissement.

Tableau 7 Statistiques du raccordement de la population Européenne à des ouvrages d'assainissement municipaux

Pays	Population en 1987 (K)	Population desservie (%)	Population desservie (K)	Nombre de stations
Autriche	7 570	48	3 634	500
Belgique	9 864	33	3 255	222
Danemark	5 119	100	5 119	1 824
Finlande	4 926	67	3 300	560
France	55 300	64	35 392	8 000
Hongrie	10 657	40	4 263	300
Italie	57 202	30	17 161	3 119
Irlande	-	44	-	540
Luxembourg	366	92	337	63
Pays-Bas	14 615	90	13 154	475
Norvège	4 152	51	2 118	618
Portugal	-	47	-	340
Espagne	38 750	47	18 213	600
Suède	8 363	83	6 941	1 000
Suisse	6 573	80	5 258	860
Royaume-Uni	56 600	84	47 544	7 750
Allemagne	61 140	90	55 026	7 245
Total	341 197	64.7	220 715	34 016

Le Tableau 8 expose le bilan de production de boues d'épuration en Europe, ainsi que la répartition des principaux modes de disposition de cette biomasse (Bradley *et al.*, 1992). Le bilan proposé au Tableau 8 indique une production annuelle de 6.1 millions de tbs/an. On remarque que l'épandage agricole et l'enfouissement sanitaire sont les techniques les plus utilisées en Europe, avec ensemble, plus de 84 % des boues disposées. L'incinération est également populaire avec près de 12 % des boues ainsi traitées en Europe, alors que le rejet en mer, qui est de moins en moins pratiquée, est employé pour la gestion de 5 à 6 % des boues Européennes. Le rejet en mer qui est pratiqué notamment au Royaume-Uni sera interdit dans ce pays d'ici quelques années.

Tableau 8 Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Europe

Pays	Épandage (K tbs/an)	Enfouissement (K tbs/an)	Incinération (K tbs/an)	Rejet en mer (K tbs/an)	Total (K tbs/an)
Belgique	8 (27.6)*	15 (51.7)	6 (20.7)	0 (0.0)	29
Allemagne	698 (32.0)	1 286 (59.0)	196 (9.0)	0 (0.0)	2 180
Danemark	57 (43.5)	39 (29.8)	35 (26.7)	0 (0.0)	131
France	234 (27.5)	446 (52.5)	170 (20.0)	0 (0.0)	850
Grèce	0 (0.0)	15 (100)	0 (0.0)	0 (0.0)	15
Irlande	7 (30.4)	4 (17.4)	0 (0.0)	12 (52.2)	23
Italie	270 (33.8)	440 (55.0)	90 (11.3)	0 (0.0)	800
Luxembourg	12 (80.0)	3 (20.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	15
Pays-bas	127 (63.8)	55 (27.6)	6 (3.0)	11 (5.5)	199
Espagne	173 (61.8)	28 (10.0)	0 (0.0)	79 (28.2)	280
Royaume-Uni	507 (52.9)	151 (15.8)	66 (6.9)	234 (24.4)	958
Suède	108 (60.0)	72 (40.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	180
Suisse	113 (45.2)	80 (32.0)	57 (22.8)	0 (0.0)	250
Autriche	57 (28.5)	67 (33.5)	74 (37.0)	0 (0.0)	200
Total	2 371 (38.8)	2 701 (44.2)	700 (11.5)	336 (5.5)	6 110

* Les chiffres entre parenthèses correspondent au pourcentage de la production globale.

1.4 Asie et Océanie

Les statistiques concernant la gestion des boues d'épuration en Asie et Océanie sont nettement moins accessibles que celles de l'Europe et de l'Amérique. Les sections suivantes font toutefois état de la production, du traitement et de la disposition des boues municipales au Japon, de même qu'en Nouvelle-Zélande.

1.4.1 Japon

À la fin de 1988, le Japon comptait 736 stations d'épuration en opération produisant annuellement plus de 1.3 millions de tonnes de boues résiduaires. La répartition des méthodes de disposition des boues employées au Japon a été recensée au Tableau 9 (Bradley *et al.*, 1992). L'incinération des boues est la technique privilégiée dans ce pays avec plus de 56 % de la masse des boues générées ainsi traitées. Au cours des dernières années, la fusion et vitrification des cendres d'incinération a fait l'objet de nombreuses nouvelles installations de traitement des boues au Japon. Les cendres et les résidus inertes qui sont produit lors de la fusion et vitrification des boues servent de plus en plus à la préparation de matériaux de construction, tels que les briques et le ciment (Bradley *et al.*, 1992).

Tableau 9 Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales au Japon

Modes de disposition	Quantité (tbs/an)	Proportion (%)
Enfouissement sanitaire	352 611	26.7
Incinération	742 049	56.5
Épandage et réhabilitation de sols	148 099	11.3
Fabrication de matériaux	53 667	4.1
Rejet en mer	10 058	0.8
Autres	7 583	0.6
Total	1 314 067	100

1.4.2 Nouvelle-Zélande

Les usines d'épuration des eaux usées de la Nouvelle-Zélande desservent plus de 85 % de la population de 3.3 millions d'habitants. La production annuelle de boues dans ce pays devrait actuellement se situer au environ de 45 000 tbs, alors qu'il est estimé que celle-ci sera de 55 000 tbs/an à la fin du siècle (Bradley *et al.*, 1992). Le Tableau 10 fait état de la répartition des voies de disposition des boues qui ont été employées au cours des dernières années, ainsi que celle des techniques qui seront privilégiées dans les prochaines années. Dans quelques années, environ 50 % des boues produites en Nouvelle-Zélande seront dédiées à la valorisation agricole, horticole ou sylvicole.

Tableau 10 Répartition des modes de disposition des boues d'épuration municipales en Nouvelle-Zélande

	1985	1991	2000
	(tbs/an)	(tbs/an)	(tbs/an)
Épandage et réhabilitation de sols	16 000	8 800	27 500
Enfouissement sanitaire	14 000	11 800	22 000
Incinération	2 000	2 400	2 750
Autres	3 000	17 000	2 750
Total	35 000	40 000	55 000

2. Problématique de la disposition et de la valorisation des boues

La valorisation des boues est, dans bien des cas, limitée par la présence de substances potentiellement toxiques, de microorganismes pathogènes ou encore simplement par le pouvoir fermentescible des boues, qui résulte en la production d'odeurs nauséabondes après disposition de cette biomasse dans l'environnement. Les sections suivantes exposent donc une synthèse de ces différents facteurs influant sur les voies de disposition des boues résiduelles urbaines.

2.1 Microorganismes pathogènes et stabilisation des boues

Les eaux usées et les boues d'épuration contiennent une très grande variété de microorganismes, dont une petite partie est pathogénique pour l'humain. Les teneurs en microorganismes pathogènes dans les boues varient selon l'état de santé de la population desservie et aussi en fonction des procédés de stabilisation et de traitement employés. Les microorganismes pathogènes peuvent être classés en quatre catégories, soit les bactéries, les champignons, les virus et les parasites.

La transmission des maladies peut se faire par contact direct avec les boues et par la consommation d'aliments ayant été contaminés par contact avec les boues. Un autre vecteur de transmission des maladies est la contamination des nappes souterraines et des eaux de surface servant de réservoir d'eau potable.

La durée de survie dans les sols des pathogènes varie énormément; Certains organismes pathogènes ne survivent que quelques jours, alors que d'autres peuvent vivre plusieurs années. Le Tableau 11 expose le temps moyen de survie de quelques microorganismes pathogènes dans le sol et sur les plantes (Parsons *et al.*, 1975; Polan et Jones, 1992).

Les organismes présentant le plus grand risque pour la santé humaine et animale suite à l'épandage agricole des boues sont les *Salmonella*, en raison de leur prévalence et de leur caractère pathogène, les parasites *Ascaris*, à cause de l'extrême résistance de leurs oeufs, les *Taenia*, en raison de l'exposition du bétail, ainsi que les virus qui résistent à la désactivation et qui sont difficiles à contrôler (Environnement Canada, 1985).

Tableau 11 Période de survie de quelques microorganismes pathogènes dans le sol et sur les plantes

Organismes	Milieu	Période de survie (jours)
Coliformes	sol	38
	légumes	35
	gazon et trèfle	6 - 34
Streptocoques fécaux	sol	26 - 27
<i>Salmonella</i> spp.	surface du sol	15 - >280
	légumes et fruits	3 - 49
<i>Salmonella typhi</i>	sol	1 - 120
	légumes et fruits	<1 - 68
<i>Shigella</i> spp.	gazon	42
	légumes	2 - 10
<i>E. histolytica</i>	sol	6 - 8
	légumes	<1 - 3
	eau	8 - 40
Entérovirus	sol	8
	légumes	4 - 6
Oeufs d' <i>Ascaris</i>	sol	7 ans
	légumes et fruits	27 - 35

L'efficacité de destruction des organismes pathogènes par différents procédés de traitement des boues d'épuration tirée de Farrell et Stern (1975) est indiquée au Tableau 12. Les traitements comme la pasteurisation, la radiation ionique et les traitements thermiques permettent une élimination complète des germes pathogènes mais ont relativement peu d'effet sur la putrescibilité des boues et la production d'odeurs. Les traitements à la chaux et la chloration sont deux bonnes méthodes de destruction des pathogènes mais la stabilisation des boues n'est que partielle. Les digestions aérobie et anaérobie stabilisent les boues mais ne détruisent pas complètement les microorganismes pathogènes. Les variantes thermophiles de ces procédés de digestion sont nettement plus performantes pour l'élimination des pathogènes présents dans les boues.

Au Québec, pour pouvoir être valorisées en agriculture, les boues doivent être stabilisées par digestion aérobie, par digestion anaérobie ou à la chaux.

Les boues âgées de plus de 20 jours provenant de systèmes de traitement d'eaux usées peuvent également être épandues.

Tableau 12 Effets de différents procédés de traitement des boues sur la destruction des pathogènes et la stabilisation des boues

Traitements	Réduction des pathogènes	Pouvoir de putréfaction	Contrôle des odeurs
Digestion anaérobie	moyen	faible	bon
Digestion aérobie	moyen	faible	bon
Chlorination	bon	moyen	bon
Traitement à la chaux	bon	moyen	bon
Pasteurisation	excellent	fort	faible
Radiation ionique	excellent	fort	moyen
Traitement à la chaleur	excellent	fort	faible
Compostage	bon	faible	bon

La problématique des microorganismes pathogènes dans les boues a été revue par plusieurs auteurs (Dudley *et al.*, 1980; Polan et Jones, 1992; U.S. EPA, 1979). La microbiologie générale des boues d'épuration a été décrite adéquatement par Bertucci et Sedita (1992).

2.2 Polluants toxiques

L'agence de protection environnementale américaine tient à jour une liste des polluants toxiques, présents en différentes concentrations dans les eaux usées et les boues, et présentant un risque certain pour la santé humaine (U.S. Code of Federal Regulations, 1986). Cette liste de polluants toxiques retrouvée aux Tableaux 13 à 17, comprend 127 composés inorganiques et organiques pouvant être regroupés en cinq catégories:

1. Métaux et cyanure (14)
2. Composés organiques volatils (28)
3. Composés organiques semi-volatils (58)
4. Pesticides et PCB (25)
5. Autres (2)

Les composés organiques semi-volatils peuvent aussi être subdivisés en produits extractibles en milieu acide et en milieu neutre ou basique. Les deux composés autres sont l'amiante (asbestos) et le 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD).

Tableau 13 Les polluants toxiques inorganiques

Antimony (Antimoine)	Arsenic (Arsenic)
Beryllium (Béryllium)	Cadmium (Cadmium)
Chromium (Chrome)	Copper (Cuivre)
Lead (Plomb)	Mercury (Mercure)
Nickel (Nickel)	Selenium (Sélénium)
Silver (Argent)	Thallium (Thallium)
Zinc (Zinc)	Cyanide (Cyanure)

Tableau 14 Les polluants toxiques organiques - les composés organiques volatils

Acrolein	Acrolonitrile
Benzene	Bromoform
Carbon tetrachloride	Chlorobenzene
Chlorodibromomethane	Chloroethane
2-Chloroethyl vinyl ether	Chloroform
1,2-Dichloroethane	Dichlorobromomethane
1,2-Dichloropropane	1,1-Dichloroethane
Ethylbenzene	1,1-Dichloro ethylene
Methyl chloride	1,3-Dichloropropylene
1,1,2,2-Tetrachloroethane	Methyl bromide
Toluene	Methyl chloride
1,1,1-Trichloroethane	Tetrachloroethylene
Trichloroethylene	1,1,2-Trichloroethane
Vinyl chloride	1,2-Trans-dichloroethylene

Tableau 15 Les polluants toxiques organiques - les composés organiques semi-volatils extractibles en milieu acide

2-Chlorophenol	2,4-Dichlorophenol
2,4-Dimethylphenol	4,6-Dinitro-o-cresol
2,4-Dinitrophenol	4-Nitrophenol
2-Nitrophenol	P-Chloro-m-cresol
Pentachlorophenol	Phenol
2,4,6-Trichlorophenol	

Tableau 16 Les polluants toxiques organiques - les composés organiques semi-volatils extractibles en milieu neutre ou basique

Acenaphthene	Acenaphthylene
Anthracene	Benzidine
Benzo(a)anthracene	Benzo (a) pyrene
Benzo(b)fluoranthene	Benzo (ghi) perylene
Bis(2-chloroethyl) ether	4-Bromophenyl ether
Bis(2-ethylexyl) phthalate	2-Chloronaphthalene
Butyl benzyl phthalate	Chrysene
4-Chlorophenyl phenyl ether	1,2-Dichlorobenzene
Dibenzo(a,h)anthracene	1,4-Dichlorobenzene
1,3-Dichlorobenzene	Diethyl phthalate
3,3-Dichlorobenzidine	Di-n-butyl phthalate
Dimethyl phtalate	2,4-Dinitrotoluene
2,6-Dinitrotoluene	1,2-Diphenylhydrazine
Di-n-octyl-phtalate	Hexachlorobenzene
Fluoranthene	Hexachlorocyclopentadiene
Fluorene	Indeno(1,2,3-cd)pyrene
Hexachlorobutadiene	Naphthalene
Hexachloroethane	N-nitrosodimethylamine
Isophorone	N-nitrosodiphenylamine
Nitrobenzene	Pyrene
N-nitrosodi-n-propylamine	1,2,4-Trichlorobenzene
Phenanthrene	

Tableau 17 Les pesticides et PCB

Aldrin	Alpha-BHC
Beta-BHC	Delta-BHC
Gamma-BHC (lindane)	Chlordane
4,4'-DDT	4,4'-DDE
4,4'-DDD	Dieldrin
Alpha-endosulfan	Beta-endosulfan
Endosulfan sulfate	Endrin
Endrin aldehyde	Heptachlor
Heptachlor epoxide	PCB-1242
PCB-1254	PCB-1221
PCB-1232	PCB-1248
PCB-1260	PCB-1016
Toxaphene	

2.3.1 Composés organiques

La présence des polluants organiques dans les boues n'a pas été aussi bien caractérisée que pour les métaux lourds. L'organisation mondiale de la santé (OMS) a déclaré que plus de 1 000 composés organiques peuvent se retrouver dans les eaux usées, ce qui rend leur étude particulièrement difficile et coûteuse. Le Tableau 18 illustre toutefois les teneurs médianes obtenues pour certains composés organiques toxiques présents dans des échantillons de boues américaines prélevées de 40 stations d'épuration lors de l'étude « 40-City Survey » (U.S. EPA, 1982) et de 58 stations lors de l'étude de « Association of Municipal Sewerage Agencies (AMSA) » (AMSA, 1987). L'article préparé par Webber et Lesage (1989) compare le contenu en contaminants organiques de 15 boues canadiennes avec des boues américaines et du royaume-Uni. Ces chercheurs ont conclu que la présence des composés organiques toxiques ne représente pas de risque important suite à l'application des boues canadiennes sur les terres agricoles.

Des informations supplémentaires concernant les polluants organiques toxiques dans les boues sont disponibles dans la synthèse préparée par Gschwind *et al.* (1992), dans la recherche du U.S. EPA (1990), ainsi que dans les études de Jacobs et Zabik (1984), Lue-Hing *et al.* (1986), McIntyre et Lester (1982, 1984) et McIntyre *et al.* (1981).

Tableau 18 Teneurs médianes ($\mu\text{g}/\text{kg}$ boues sèches) en composés organiques toxiques dans les boues d'épuration américaines

Polluants toxiques	40-City	AMSA
Benzidene	281	1 770
Benzo(a)pyrene	1	500
Bis(2-ethyl) phthalate	105 000	5 400
Dimethylnitrosamine	281	1 160
Hexachlorobenzene	155	400
Hexechlorobutadiene	23	370
Benzene	336	100
Carbon tetrachloride	0.006	100
Chloroform	26	100
Tetrachloroethylene	150	-
Trichloroethylene	529	100
Vinyl chloride	0.076	90
PCB	34	410

2.3.2 Métaux lourds

La présence de concentrations élevées en métaux toxiques dans les boues constitue un obstacle restreignant de manière importante l'utilisation des boues en agriculture (Alloway et Jackson, 1991; Bruce et Davis, 1989; Korentajer, 1991; U.S. EPA, 1993). Les procédés conventionnels de traitement des boues, tels la stabilisation aérobie ou anaérobie, sont inopérants pour l'enlèvement des métaux toxiques. Au contraire, le processus de digestion des boues, lequel cause une réduction des solides dans les boues, résulte en une concentration des métaux lourds potentiellement toxiques.

Nriagu et Pacyna (1988) ont évalué la production mondiale de boues d'épuration à 30 millions de tbs/an, à raison de 30 g par capita par jour. Ces chercheurs ont, à partir de ces données et de l'hypothèse que 10 % des boues sont incinérées, 20 % sont rejetées directement en milieu aquatique et 70 % déposées sur les terres, évalué la pollution en métaux résultant de la gestion des boues d'épuration (Tableau 19).

Tableau 19 Bilan mondial (1000 x tonnes/an) de la contamination en métaux toxiques provenant de la disposition des boues d'épuration

Milieux	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	V	Zn
Atmosphère	0.015	0.003	0.15	0.03	0.015	5	-	0.03	0.24	0.015	0.003	0.3	0.15
	0.06	0.036	0.45	0.18	0.06	10		0.18	0.3	0.06	0.03	2.0	0.45
Aquatique	0.4	0.08	5.8	2.9	0.01	32	0.98	1.3	2.9	0.18	0.26	0.72	2.6
	6.7	1.30	32.0	22.0	0.31	106	4.80	20.0	16.0	2.90	3.80	4.3	31
Terrestre	0.01	0.02	1.4	4.9	0.01	4.4	0.08	5.0	2.8	0.04	0.01	0.22	18
	0.24	0.34	11.0	21.0	0.80	11	0.32	22.0	9.7	0.20	0.14	1.5	57
Total	0.4	0.03	7.4	7.8	0.04	41	1.06	6.3	5.9	0.24	0.27	1.2	21
	7.0	1.68	43.5	43.0	1.17	127	5.12	42.2	26.0	3.16	3.97	7.8	88

En Amérique du Nord et en Europe, environ 50 % des boues produites par les usines d'épuration municipales contiennent des concentrations en métaux lourds qui excèdent les normes recommandées pour l'épandage agricole (Blais *et al.*, 1992b; Dirkzwager et L'Hermite, 1989; U.S. EPA, 1990; Wozniak et Huang, 1982). Par exemple, Lester *et al.* (1983) ont signalé que 82 à 85 % des boues d'épuration produites au Royaume-Uni excèdent les normes prescrites en métaux pour une application sur les terres agricoles. L'étude de Tjell (1986) fait état que 60 % des boues municipales de l'ancienne république fédérale d'Allemagne ne respectent pas les normes portant sur les métaux. En Afrique du Sud, une recherche réalisée par Smith et Vasiloudis (1989) a permis de mesurer que 36 % des boues analysées ne rencontrent pas les limites minimales en métaux recommandées. Wong et Henry (1984) ont estimé que plus de 50 % des boues ontariennes sont inaptes à l'épandage agricole. Une caractérisation chimique de boues d'épuration provenant de 34 stations d'épuration québécoises a indiqué que 52 % de celles-ci sont

impropres à la valorisation agricole (St-Yves et Beaulieu, 1988). Une étude récente préparée par Desjardins et Brière (1994) fait état qu'environ 47 % des stations d'étangs aérés facultatifs du Québec, génèrent des boues excédant, pour au moins un métal (principalement le cuivre), les limites prescrites pour l'épandage agricole.

Le Tableau 20 présente les concentrations en métaux lourds mesurées dans des boues d'épuration lors de diverses études. Les études « *National Sewage Sludge Survey* » et « *40 City Survey* » ont été menées respectivement auprès de 200 et 45 stations d'épuration américaines en 1979 et 1989 (U.S. EPA, 1990). Mininni et Santori (1987) ont recensé les teneurs en métaux lourds mesurées dans des boues d'épuration lors de 28 études effectuées à travers le monde entre 1972 et 1984. Pour leur part, Smith et Vasiloudis (1991) ont répertorié les teneurs en métaux dans les boues de 77 stations d'épuration municipales d'Afrique du Sud. L'on retrouve également les teneurs moyennes en métaux toxiques déterminées dans les boues générées dans 34 stations d'épuration québécoises (St-Yves et Beaulieu, 1988), ainsi que dans des boues de 32 étangs aérés facultatifs du Québec (Desjardins et Brière, 1994). Finalement, les limites québécoises recommandées et obligatoires en métaux lourds pour une utilisation des boues d'épuration en agriculture sont présentées (Gouvernement du Québec, 1991a).

Tableau 20 Teneurs typiques (mg/kg boues sèches) en métaux lourds dans les boues d'épuration municipales

Études	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
NSSS	9.9	-	6.9	-	119	741	5.2	-	9.2	42.7	134	5.2	1202
40-City	6.7	-	69.0	-	429	602	2.8	-	17.7	135	369	7.3	1594
Minnini et Santori	11.0	44.1	16.2	12.4	309	634	5.4	382	9.7	77.3	417	-	2126
Smith et Vasiloudis	7.0	31.0	12.0	-	551	654	5.0	-	6.0	154	452	4.0	2054
St-Yves et Beaulieu	2.7	71.0	3.2	17.3	44.5	699	1.6	1113	11.3	20.8	98	0.6	595
Desjardins et Brière	4.7	43.0	4.9	14.3	92	963	2.2	342	10.5	58.0	167	2.8	692
<i>Limit. souhaitables</i>	15	100	10	50	500	600	5	1500	20	100	300	14	1750
<i>Limit. obligatoires</i>	30	200	15	100	1000	1000	10	3000	25	180	500	25	2000

L'accumulation des métaux dans la chaîne alimentaire peut également être problématique lorsque les boues respectent les normes prescrites par les autorités gouvernementales. Par exemple, Chang *et al.* (1984) ont mesuré la teneur en métaux des sols après épandage des boues de Los Angeles. Ces boues respectaient l'ancienne loi américaine concernant la charge cumulative en métaux. Malgré cela, la concentration des différents métaux dans le sol a augmenté par des facteurs de cinq à neuf, selon les différents métaux. Dans une autre étude avec la milorganite, Levine *et al.* (1989) ont rapporté une augmentation par un facteur de deux de la concentration des métaux dans le sol

avec des boues épandues selon les anciennes normes de la U.S. E.P.A. Adamu *et al.* (1989) ont également rapporté une rapide accumulation des métaux dans le sol sur une période de 10 ans avec une charge cumulative de métaux représentant 50 % de ce qui était permis. Des problèmes similaires ont aussi été constatés en Angleterre (McGrath et Lane, 1989).

Le cuivre, le nickel et le zinc sont phytotoxiques et leurs concentrations élevées dans le sol peuvent affecter fortement le rendement des récoltes (Davis et Carlton-Smith, 1984; Lester *et al.*, 1983; Mench *et al.*, 1992; Sommers et Nelson, 1981; Webber, 1986). L'accumulation des métaux dans les plantes à la suite de l'épandage de boues d'épuration a été démontrée pour l'antimoine, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le mercure, le molybdène, le nickel, le plomb et le sélénium et le zinc (Adamu *et al.*, 1989; Cappon, 1991; Davis et Carlton-Smith, 1980; Granato *et al.*, 1991; Hernandez *et al.*, 1991; Jackson et Alloway, 1991; Jackson *et al.*, 1991; Jing et Logan, 1992; Levine *et al.*, 1989; Obbard *et al.*, 1993; Roca et Pomares, 1991; Tadesse *et al.*, 1991). Les métaux peuvent également se retrouver dans la chaîne alimentaire par une adhésion à la surface des végétaux résultant de l'application de boues d'épuration sur les terres (Klessa et Desira-Buttigieg, 1992).

La présence des métaux lourds dans la partie comestible des végétaux peut s'avérer un risque pour la santé humaine et animale. Par exemple, le cadmium est un élément particulièrement redouté puisque les symptômes de sa phytotoxicité apparaît à des concentrations près de 10 fois supérieures à celles où apparaissent les symptômes de sa zootoxicité (Coker et Matthews, 1983). Chez l'homme et les animaux, l'absorption excessive de cadmium favorise son accumulation dans les reins et le foie, engendrant ainsi des dommages histologiques et fonctionnels. Les effets biologiques du cadmium incluent aussi des interférences avec des systèmes enzymatiques fondamentaux, tel la phosphorylase oxydative, par blocage des groupements thiols, ainsi que des interférences avec la synthèse des acides nucléiques (Doyle *et al.*, 1978). Le cadmium présenterait aussi certaines propriétés cardiotoxiques (Carmignani *et al.*, 1983; NAS, 1979).

Le plomb est aussi un élément qui présente un potentiel de zootoxicité plus élevé que celui de phytotoxicité. Bien que le potentiel d'accumulation de cet élément dans la chaîne alimentaire soit faible (Coker et Matthews, 1983), des effets toxiques ont été rapportés chez des bovins ayant mangé de la terre amendée avec des boues fortement polluées par le plomb (Webber, 1986). L'exposition environnementale à de faibles teneurs en plomb est associée à divers désordres métaboliques et déficiences neuropsychologiques chez l'Homme (NAS, 1980; U.S. EPA, 1986): effets nuisibles au niveau du métabolisme des cellules rouges du sang; perturbations de l'homéostasie du calcium dans les hépatocytes, les cellules osseuses et les cellules du cerveau; dommages neurologiques. Diverses études ont également mis en évidence l'effet nuisible du plomb dans l'hypertension artérielle humaine (Nriagu, 1988).

De manière générale, les métaux toxiques tels que Al, As, Sb, Be, Bi, Cd, Hg, Cr, Co, Mn, Ni, Pb, Ti, V, Se et Zn pourraient nuire à la reproduction humaine ou être initiateur ou promoteur de certains cancers, en agissant comme inhibiteur dans la biosynthèse de l'ADN ou de l'ARN, ou encore comme agent mutagène (Babich *et al.*, 1985; Jennette, 1981; Martell, 1981). De nombreux ouvrages synthèses ont été proposés au cours des dernières années concernant les risques associés à l'application de boues chargées en métaux lourds sur les terres agricoles (Coker et Matthews, 1983; Mininni et Santori, 1987; Sterritt et Lester, 1980).

3. Stabilisation et traitement des boues

La majorité des procédés utilisés dans le traitement des eaux usées municipales produisent des boues provenant d'un procédé de séparation solide-liquide (décantation, flottation, etc.) ou résultant d'une réaction chimique (coagulation), biochimique ou encore biologique. Ces matières subissent une série de traitement pouvant comprendre, entre autres, l'épaississement, la stabilisation, la décontamination, le conditionnement et la déshydratation des boues. Le présent chapitre fait le point sur les procédés utilisés couramment pour la stabilisation et le traitement des boues d'épuration, ainsi que les nouvelles technologies ayant été développées au cours des dernières années. Avant de débiter ce survol, il faut signaler que de très bonnes revues de littérature portant sur les nouveautés dans le domaine du traitement, de l'utilisation et de la disposition des boues d'épuration, sont présentées annuellement dans la revue « Water Environment Research » (Bowen *et al.*, 1988, 1989, 1991, 1992, 1993; Groff et McLaughlin, 1994).

3.1 Digestion aérobie

Les objectifs principaux de la stabilisation des boues d'épuration consistent à réduire l'émission d'odeurs nauséabondes, à diminuer les concentrations de microorganismes pathogènes et également réduire la putrescibilité des boues. La digestion aérobie est une technique de stabilisation des boues utilisée surtout dans les stations d'épuration ayant des capacités inférieures à 10 millions de gallons U.S. par jour (< 38 000 m³/jr). La stabilisation par digestion aérobie est réalisable sur des boues secondaires ou sur des boues mixtes (primaires et secondaires). Le coût énergétique important associé à l'aération des boues est un facteur limitant l'emploi de cette technologie. Cependant, le développement de variantes du procédé conventionnel de digestion aérobie fait en sorte d'accroître sa popularité et son utilisation. Les nouvelles variantes comprennent notamment, la digestion autothermique thermophile et la digestion anoxie aérobie.

Lors de la digestion aérobie, les bactéries aérobies métabolisent les matières organiques solubilisées en dioxyde de carbone, en eau et en nouvelles cellules bactériennes. Lorsque les matières organiques solubles sont épuisées, les cellules bactériennes meurent et libèrent ainsi des éléments nutritifs intracellulaires qui servent de nourriture à d'autres organismes. Le taux de minéralisation des boues dépend principalement du temps de séjour, de la température, ainsi que de l'âge des boues introduites.

3.1.1 Procédé conventionnel

Dans sa forme conventionnelle, la digestion aérobie est similaire au procédé de boues activées, à l'exception du temps de séjour des boues qui est nettement plus long. Le procédé conventionnel s'opère à température ambiante, soit habituellement, à des températures de boues comprises entre 8 et 22 °C.

La stabilisation aérobie s'effectue dans des bassins aérés par des diffuseurs submergés ou des aérateurs mécaniques de surface. La digestion aérobie conventionnelle présente plusieurs avantages sur la digestion anaérobie classique (Desjardins et Lessard, 1992a):

- L'opération des digesteurs aérobies est plus simple que celle des digesteurs anaérobies, de même, moins de problèmes d'instabilité sont constatés;
- De plus, une plus grande partie de la valeur fertilisante des boues est conservée lors du traitement par voie aérobie en comparaison au traitement anaérobie;
- La digestion aérobie requiert une moins grande concentration de boues pour opérer, ceci permettant d'éviter la nécessité d'une étape d'épaississement;
- Finalement, les coûts en capitaux pour la construction des digesteurs aérobies sont moins élevés que pour les digesteurs anaérobies.

Il faut toutefois considérer que la digestion aérobie classique présente quelques désavantages par rapport à la digestion anaérobie:

- Les coûts d'opération des digesteurs aérobies sont forts élevés, en raison de la grande demande énergétique occasionnée par l'aération des bassins;
- Aucune récupération énergétique ne résulte du procédé de digestion aérobie, alors que le méthane produit lors de la digestion anaérobie est utilisé, permettant ainsi de diminuer les coûts d'opération;
- La performance de la digestion aérobie est très dépendante de la température, donc des conditions climatiques.

Ils existent plusieurs documents de synthèse faisant état de l'opération et du contrôle du procédé de digestion aérobie conventionnel (Degremont, 1989; Desjardins et Lessard, 1992a; Rich, 1987; U.S. EPA, 1979).

3.1.2 Procédé thermophile autothermique

La température affectant appréciablement la cinétique de digestion des boues, des temps de rétention très longs deviennent nécessaires pour stabiliser complètement les boues en saison hivernale. Par exemple, un temps de rétention de 60 jours est requis pour la digestion suffisante des boues à 10 °C, et de 80 jours à 5 °C (Koers et Mavinic, 1977). L'isolation thermique des digesteurs peut permettre de contrer cet inconvénient en rendant la température des boues indépendante de celle du milieu environnant. Cette isolation peut

aussi permettre de conserver la chaleur produite par les réactions d'oxydation de la matière organique et ainsi, augmenter la température des boues jusqu'aux températures thermophiles (45 à 65 °C) (Jewell et Kabrick, 1980; Kambhu et Andrews, 1969; Matsch et Drnevich, 1977).

La digestion des boues dans ces conditions thermophiles de température s'effectue de façon plus rapide que dans les conditions mésophiles, ce qui résulte en une réduction significative du temps de séjour des boues dans les digesteurs. La faisabilité des procédés thermophiles sans source exogène de chaleur a été démontrée lors de diverses études (Kambhu et Andrews, 1969; Popel et Ohnmacht, 1972; Smith *et al.*, 1975; Surucu *et al.*, 1976). Les avantages de la digestion aérobie autothermique sur la digestion aérobie mésophiles peuvent se résumer ainsi:

- La hausse des cinétiques de digestion permet de diminuer le temps de digestion des boues (< 7 jours) (Gould et Drnevich, 1978; Grulois *et al.*, 1991; Jewell et Kabrick, 1980; Kelly *et al.*, 1993; Matsch et Drnevich, 1977; Tyagi *et al.*, 1990; Wolinski, 1985);
- Les températures élevées entraînent une destruction très performante des microorganismes pathogènes (Martin *et al.*, 1990; Matsch et Drnevich, 1977; Surucu *et al.*, 1976);
- La nitrification n'a habituellement pas lieu en conditions thermophiles, permettant ainsi de diminuer la demande en oxygène du système (Surucu *et al.*, 1976);
- Les microorganismes thermophiles nécessitent une énergie de maintenance accrue, ce qui résulte en une production réduite de biomasse (Sonnleitner et Fiechter, 1983; Surucu *et al.*, 1976).

Il faut cependant prendre note que le procédé de digestion aérobie autothermique nécessite une teneur en solides initiales plus élevée que la digestion aérobie mésophile, et ce, afin d'atteindre les températures thermophiles.

L'opération des digesteurs thermophiles (ATAD) peut se faire avec des systèmes d'aération à l'oxygène pur (Gould et Drnevich, 1978; Matsch et Drnevich, 1977; Smith *et al.*, 1975), ou encore avec l'aération conventionnelle (Jewell et Kabrick, 1980; Kelly, 1991; Wolinski, 1985). La technologie de digestion aérobie thermophile autothermique (ATAD) est fort populaire en Allemagne. Deeny *et al.* (1991) ont présenté une étude détaillée décrivant les conditions opératoires et l'économique de plus de 35 systèmes ATAD en fonction dans ce pays.

3.1.3 Procédé de digestion mixte

Au cours des dernières années, de nouvelles approches de digestion biologique des boues ont été développées. Par exemple, la digestion aérobie autothermique peut être associée avec une étape de digestion anaérobie mésophile pour former un procédé mixte. Deux variantes de ce type de combinaison de procédés de digestion ont été utilisées, soit la pré-digestion aérobie thermophile suivie de la digestion anaérobie mésophile, et la digestion anaérobie mésophile suivie de la digestion aérobie thermophile (Desjardins et Lessard, 1992a).

Dans le premier cas, les boues sont pré-digérées (temps de séjour d'environ 1 jour) dans un digesteur thermophile autothermique, puis elles sont acheminées dans un réacteur anaérobie mésophile, où la digestion peut alors être complétée dans une période de traitement s'étalant entre 8 et 10 jours (Apple et Venosa, 1986). L'implantation de ce procédé est suggérée dans les stations d'épuration dont la capacité des digesteurs anaérobies est excédée (Fuggle et Spensley, 1985; Loll, 1989).

Il faut noter que la chaleur des boues produite lors de l'étape thermophile est transférée dans le digesteur anaérobie, ce qui permet de maintenir celui-ci dans les conditions de températures optimales, sans apport exogène de chaleur. Le méthane produit lors de la digestion anaérobie est donc pleinement utilisable pour d'autres fins énergétiques dans la station d'épuration (Appleton et Venosa, 1986; Fuggle et Spensely, 1985; Loll, 1989). Ce procédé permet d'obtenir une désinfection très performante des boues et favorise l'équilibre des conditions opératoires dans le digesteur anaérobie (Appleton et Venosa, 1986; Fuggle et Spensely, 1985).

L'autre variante possible de la digestion mixte consiste à réaliser le procédé de digestion anaérobie en amont d'une étape de digestion aérobie autothermique. Dans ce cas, l'opération de la digestion anaérobie est sous sa forme conventionnelle (temps de séjour de 15 à 30 jours), toutefois, une plus grande réduction de la matière organique est atteinte, de même qu'une meilleure désinfection des boues. L'ajout d'un échangeur de chaleur associant les boues digérées dans le digesteur thermophile et les boues affluentes du digesteur anaérobie permet de récupérer une partie de la chaleur produite.

3.1.4 Procédé anoxie-aérobie

Les coûts énergétiques importants inhérents à l'aération des digesteurs aérobies ont orienté la recherche de procédé de digestion à aération intermittente. Le principe de base associé à cette approche est l'utilisation, par les microorganismes à métabolisme respiratoire, du nitrate comme accepteur final d'électrons, lorsque la disponibilité de l'oxygène est limitée, donc en conditions anoxiques (Desjardins et Lessard, 1992a).

Le procédé de digestion anoxie-aérobie consiste à traiter les boues par une alternance de conditions d'aération et de non-aération. Lors de la phase aérobie, les activités biologiques de minéralisation de la matière organique causent une oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate, lequel devient disponible pour la respiration lorsque l'aération est arrêtée (phase anoxie). Les diverses études portant sur ce procédé témoignent d'une stabilisation des boues équivalente au procédé conventionnel de digestion aérobie (Jenkins et Mavinic, 1989a; Matsuda *et al.*, 1988; Peddie et Mavinic, 1990; Warner *et al.*, 1986). De plus, cette nouvelle variante technologique présente des avantages intéressants par rapport à la digestion aérobie de base (Desjardins et Lessard, 1992a):

- Les coûts énergétiques associés à l'aération sont nettement moindres (jusqu'à 42 % de moins) (Jenkins et Mavinic, 1989a);
- L'alcalinité produite en conditions anoxies favorise le maintien du pH près de la neutralité (Peddie et Mavinic, 1990);
- À la suite de la dénitrification, un enlèvement appréciable (entre 20 et 32 %) de l'azote total est constaté dans les boues (Hao et Kim, 1990; Jenkins et Mavinic, 1989a; Matsuda *et al.*, 1988).

La dénitrification prévalant dans les boues lors du procédé de digestion anoxie-aérobie permet d'obtenir un effluent de meilleure qualité que pour le procédé conventionnel (Hashimoto *et al.*, 1982; Jenkins et Mavinic, 1989b; Peddie et Mavinic, 1990). Toutefois, les travaux de Kim et Hao (1990) ont révélé que la déshydratabilité des boues digérées par cette nouvelle technique est relativement faible.

L'implantation du procédé de digestion anoxie-aérobie dans une station se fait aisément, en incorporant des périodes d'arrêt d'aération dans les digesteurs (Dold *et al.*, 1985; Matsuda *et al.*, 1988; Warner *et al.*, 1986). Une autre possibilité est d'effectuer une pré-digestion dans un bassin anoxie séparé (non-aéré), suivie d'une digestion dans un bassin aéré (Hao et Kim, 1990; Hashimoto *et al.*, 1982). La recirculation d'une partie de l'effluent du bassin aéré vers le bassin anoxie est requise pour satisfaire aux besoins en nitrate de la respiration.

3.2 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie est l'une des méthodes les plus couramment utilisées pour la stabilisation des boues d'épuration municipales. L'utilisation de la digestion anaérobie pour la stabilisation des boues d'épuration remonte à plus de 60 ans (Desjardins et Lessard, 1992b). De fait, la fermentation méthanique a un très grand pouvoir de biodestruction cellulaire. Elle permet l'élimination d'une quantité importante de matières organiques. La digestion anaérobie des boues comporte trois étapes:

- Au cours de la première étape, les composés organiques complexes de la partie solide des boues subissent une transformation en composés organiques complexes solubles;
- Après cette solubilisation, les molécules organiques complexes sont converties en acides gras volatils, composés plus simples, par des microorganismes anaérobies;
- La dernière étape de la réaction en série est la minéralisation complète des acides gras volatils en méthane, en dioxyde de carbone et en sulfure d'hydrogène.

En cours d'exploitation de la plupart des installations municipales, les trois étapes de fermentation méthanique, se produisent simultanément dans un digesteur clos. Le temps de rétention des boues est de l'ordre de 30 jours. Le procédé de digestion anaérobie peut également être effectué en deux étapes, dans deux digesteurs disposés en série. Dans le premier digesteur, on maintient les conditions les plus favorables à la solubilisation et à la formation d'acides gras à chaînes courtes ou d'acides volatils. Le temps de séjour est bref. Ce court temps de passage favorise l'accumulation des bactéries acidogènes à croissance rapide et empêche la prolifération des bactéries méthanogènes à croissance plus lente. Le digesteur de la deuxième étape, avec un temps de séjour beaucoup plus long, assure le développement des bactéries méthanogènes.

La production de gaz (CH_4 , CO_2 , CO , N_2 , H_2S , etc.) est le critère le plus représentatif et le plus simple de la digestion. Celle-ci dépend principalement de deux facteurs, soit la température et le temps de séjour. La digestion anaérobie s'effectue le plus souvent en conditions mésophiles à 35°C (Moletta, 1989), mais peut également se faire en conditions thermophile à 50 à 55°C (Buhr et Andrews, 1977).

L'utilisation de la digestion anaérobie a baissé de manière significative au cours des dernières décennies. Les raisons de cette chute de popularité sont principalement le faible coût des ressources énergétiques, la sensibilité de la digestion anaérobie aux conditions d'opération (débit d'entrée, pH, température, composés toxiques, etc.), de même que l'instauration de traitements primaires chimiques tel que la déphosphatation, ainsi que l'augmentation de la complexité des déchets industriels, qui affectent les caractéristiques des boues et donc l'efficacité de la digestion anaérobie (Andrews, 1989; Desjardins et Lessard, 1992b; Parkin et Owen, 1986). Par contre, le chauffage et l'agitation dans les digesteurs anaérobies nécessitent moins d'énergie que pour l'aération des digesteurs aérobies. Un autre avantage de cette technologie est la quantité relativement faible de biomasse générée par voie anaérobie.

La mauvaise connaissance des principes fondamentaux du processus de digestion anaérobie serait en cause dans le contrôle non optimal de cette

technologie, et par conséquent, du manque d'intérêt pour cette méthode de stabilisation des boues (Desjardins et Lessard, 1992b; Moletta, 1989; Parkin et Owen, 1986). Au cours des dernières années, la digestion anaérobie a repris un peu de popularité avec l'amélioration des connaissances génériques et le développement de meilleurs outils de contrôle. Une étude détaillée des coûts d'implantation et d'opération de la digestion anaérobie des boues a été préparée par Horii *et al.* (1989).

3.3 Lagunage

Le lagunage consiste à laisser stabiliser les boues d'épuration dans des fossés artificiels ou naturels d'oxydation. Cette technique a été largement employée au cours des dernières décades pour le traitement économique de divers déchets résidentiels, municipaux, industriels et agricoles. Une littérature très importante a été développée sur les diverses variantes (aérobie, facultatif, anaérobie) du lagunage des boues. Haug *et al.* (1992) présentent une synthèse de ces techniques de stabilisation pouvant être employées pour la stabilisation des boues d'épuration provenant de petites municipalités. Dans le langage technique anglais les fossés d'oxydation ou de lagunage peuvent prendre divers noms tels que: *sewage lagoon*, *waste treatment lagoon*, *stabilization lagoon*, *waste pond*, *oxidation pond*, *stabilization pond*, *maturation pond* et *waste stabilization pond*.

3.4 Stabilisation chimique

La stabilisation des boues par voie biologique (aérobie ou anaérobie) nécessite des installations relativement importantes. Lorsque la réduction du montant d'investissement est un objectif prioritaire, le pouvoir fermentescible des boues peut être diminué, au moins temporairement, par la seule addition de réactifs chimiques en combinaison ou non avec un traitement thermique. Les procédés de stabilisation chimique se répartissent en trois catégories: acide, neutre et alcalin (Reimers et Akers, 1991).

3.4.1 Traitement alcalin

L'apport de chaux peut être effectué sur des boues liquides ou sur des boues déshydratées. Pour obtenir un pouvoir de désinfection adéquat, les boues doivent être amenées à pH 12 pendant au moins deux heures et de préférence pendant 24 heures (Degrémont, 1989; Kodsi et Cournoyer, 1990). Le coût réduit de la chaux, son alcalinité et son effet favorable sur la structure physique des boues en font le réactif le plus utilisé. Cette dernière technique ne modifie pas la quantité de matières organiques biodégradables contenues dans les boues. Une reprise de fermentation est donc possible si l'évolution ultérieure des conditions du milieu le permet. Un autre désavantage de cette technique est que la masse de boues n'est pas réduite, mais au contraire, elle est augmentée à la suite de l'addition d'agents alcalins. Il faut également signaler que l'application sur les terres agricoles de boues chaulées n'est pas

souhaitable où les sols sont alcalins, comme c'est le cas, par exemple, dans une grande partie de l'Ouest du continent Américain. Une étude menée par l'agence de protection environnementale américaine fait état que plus de 250 stations d'épuration aux États-Unis, ont implanté un traitement alcalin pour la stabilisation de leurs boues (U.S. EPA, 1989c).

La fixation chimique est un procédé de stabilisation alcalin des boues qui transforme les boues en un produit, lequel peut être utilisé pour le remplissage de terrain en surface ou pour l'application sur les terres (Little *et al.*, 1991). Durant la fixation chimique, une série de réactions chimiques ont lieu en combinant les boues déshydratées avec les réactifs chimiques, ce qui permet l'obtention d'un solide stable du point de vue chimique, biologique et physique. Le produit final est presque inodore et ne contient pratiquement plus de microorganismes pathogènes. De plus, les métaux présents initialement dans les boues sont fixés dans le solide obtenu.

Deux procédés de fixation chimique ont été brevetés et commercialisés: *Chem-fix* et *N-Viro Soil*. Le procédé *Chem-fix* utilise du ciment Portland et un silicate de sodium afin de produire un sol synthétique à base de boues. Le procédé *N-Viro Soil* emploie de la chaux et de la poussière de ciment comme additifs chimiques. Le produit *N-Viro Soil* peut également être préparé en utilisant des cendres volants et de la poussière de chaux (Jacobs et Silver, 1990; Reimers et Akers, 1988, 1990, 1991). La compagnie Bio Gro Systems, Inc. a également développé quatre procédés de stabilisation alcaline sous le nom de « *Biofix* ». Une revue des techniques de stabilisation alcaline des boues a été élaborée par Haug *et al.* (1992) et MacConnell *et al.* (1992).

3.4.2 Traitement neutre

Les technologies de stabilisation en milieu neutre comprennent le procédé « *CCBA Process* » et le procédé « *Wet Chlorine Oxidation* ». Le procédé *CCBA process* (Coordinate Chemical Binding and Adsorption Process) utilise un réactif à base d'argile et d'alun, lequel adsorbe les métaux. Toutefois, ce procédé est peu efficace pour la stabilisation des boues et la désinfection de celles-ci. La même situation s'applique pour le procédé *Wet Chlorine Oxidation* (Reimers et Akers, 1991).

3.4.3 Traitement acide

Les procédés acides tels que *Synox* et *Ozonics* utilisent l'acide sulfurique afin d'abaisser le pH des boues entre 2.5 et 3.0 et un mélange d'ozone et d'oxygène (3 à 6 % d'ozone) est injecté dans une chambre pressurisée (Krofta, 1991; Reimers et Akers, 1990). Un nouveau procédé développé au Canada (*DetoxTM*) emploie de l'oxygène, de l'acide, de même qu'un apport exogène de chaleur (Rockandel, 1991).

Récemment, une autre approche a été suggérée par les chercheurs de l'INRS-Eau (Meunier *et al.*, 1994a, b). Le procédé consiste en une acidification des boues (pH 2.0 à 2.5) des boues par un ajout d'acide sulfurique, entraînant une réduction importante des solides des boues, à la suite d'une hydrolyse et minéralisation très rapide d'une partie de la matière organique des boues. Ce procédé simple d'acidification est efficace pour la digestion partielle de différents types de boues municipales (primaires, secondaires et mixtes) et industrielles (papetières), pourrait ultérieurement s'intégrer aux chaînes actuelles de traitement et de stabilisation des boues d'épuration. La Figure 4 expose d'ailleurs quatre scénarios différents d'intégration de cette technologie dans les chaînes de gestion des boues d'épuration.

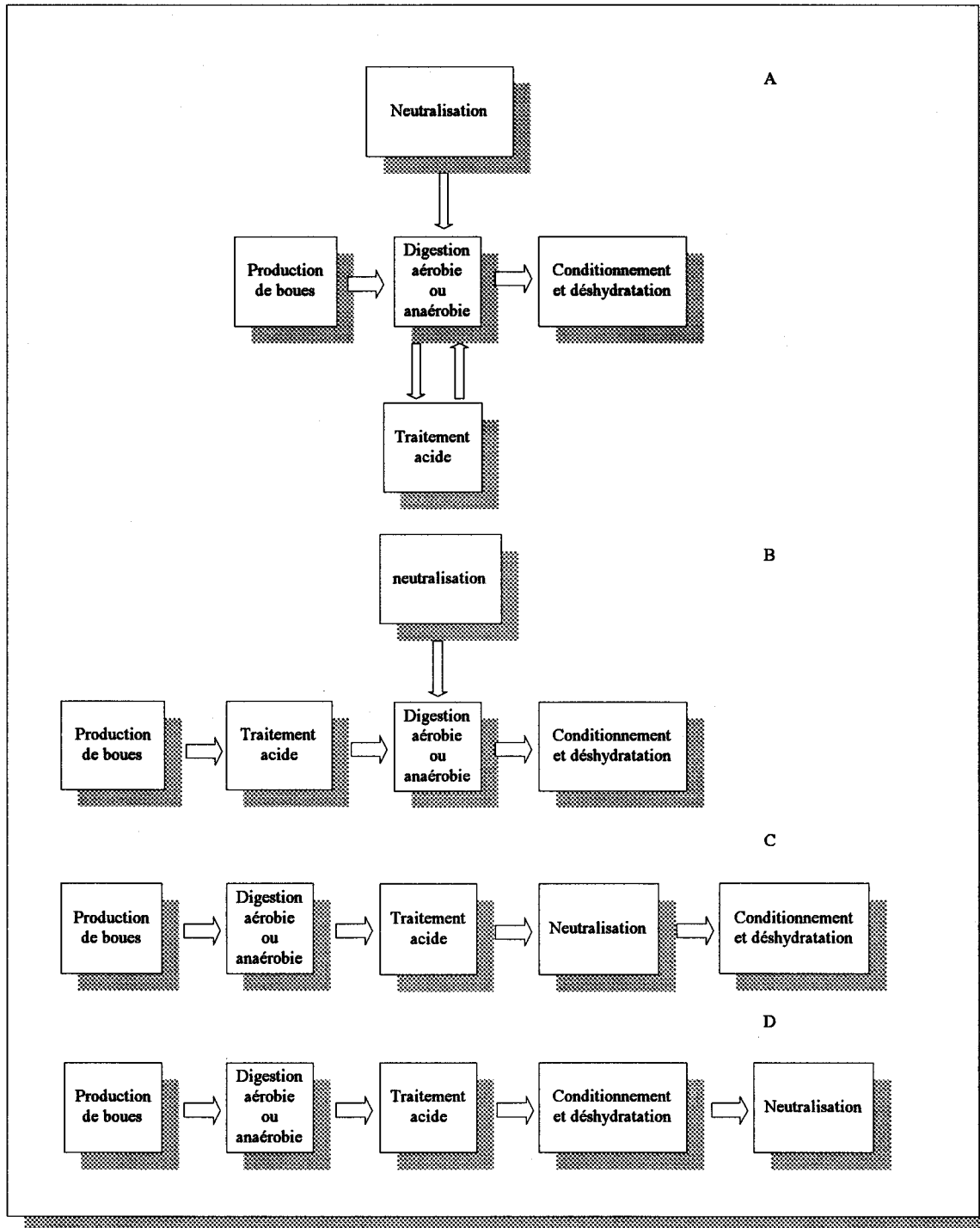


Figure 4 Aperçu des diverses possibilités d'intégration du procédé acide dans une chaîne conventionnelle de traitement des boues d'épuration

Le premier scénario envisagé consiste à ajouter aux digesteurs aérobies conventionnels, un réacteur chimique acidifiant en mode continu des boues provenant du digesteur (Figure 4A). Le temps de rétention hydraulique dans ce réacteur chimique serait très court (0.25 à 2 heures). Les boues traitées seraient alors retournées au digesteur aérobique. Afin de maintenir une activité biologique intense dans le digesteur aérobique, le pH des boues devrait être maintenu près de la neutralité par un ajout d'agent alcalin, probablement de la chaux inerte. Le deuxième scénario technologique envisagé est relativement semblable au premier, à l'exception que le traitement acide serait inséré en amont de la digestion aérobique conventionnelle (Figure 4B).

La courte période d'acidification des boues devrait donc permettre d'une part, de hausser les rendements de digestion des boues obtenus dans le digesteur aérobique et, d'autre part, d'accélérer le processus de respiration endogène par une lyse microbienne partielle résultant de l'action acide. Les éléments nutritifs ainsi libérés par la lyse microbienne seront donc assimilés par la microflore lors du retour des boues dans le digesteur aérobique. Il faut également prendre note que l'acidification modérée des boues à des pH se situant entre 2.0 et 2.5 permet une destruction efficace des indicateurs bactériens (coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux) et viraux (coliphage) de pathogènes (Blais *et al.*, 1992e, 1994b; Shooner *et al.*, 1992; Tyagi *et al.*, 1993d).

La troisième variante d'application de ce traitement consiste en l'utilisation de ce procédé acide en aval de la digestion aérobique conventionnelle des boues d'épuration, et ce, afin d'améliorer la stabilisation des boues atteinte par voie biologique (Figure 4C). De plus, il faut souligner que cette variante permettrait d'améliorer significativement les rendements relativement faibles d'élimination des germes pathogènes, qui sont obtenus par digestion aérobique mésophile (Kuchenrither et Benefield, 1983; Martin *et al.*, 1990; Polan et Jones, 1992). Après le traitement acide, les boues seraient neutralisées avant d'être conditionnées et déshydratées.

La quatrième possibilité technologique est similaire à la précédente, à l'exception que la neutralisation des boues serait effectuée une fois les boues déshydratées (Figure 4D). L'avantage principal de cette chaîne de traitement serait de pouvoir, en plus de compléter la digestion des boues, extraire de celles-ci une proportion importante des métaux toxiques limitant, dans bien des cas, leur utilisation en agriculture (Bruce et Davis, 1989; U.S. EPA, 1993). En effet, plusieurs procédés chimiques et biologiques ont été proposés afin de décontaminer les boues d'épuration par solubilisation des métaux lourds en milieu acide. Ces procédés de décontamination seront d'ailleurs discutés dans une section ultérieure.

Cette application du traitement acide des boues nécessiterait l'emploi d'équipements de déshydratation résistants à la corrosion, ainsi que l'intégration d'un circuit de précipitation des métaux et de neutralisation des lixiviats (filtrats

ou surnageants de la déshydratation des boues). Ces particularités techniques ont d'ailleurs déjà été analysées dans le cas du développement des procédés de décontamination des boues d'épuration (Couillard et Mercier, 1990b, 1992a).

3.5 Stabilisation thermique

La stabilisation thermique aussi appelée combustion humide, consiste à chauffer les boues en présence d'air, sous de très fortes pressions (jusqu'à 20 MPa et plus) dans le but de réaliser une oxydation poussée de la matière organique, simultanément à la transformation physique des matières colloïdales. Ce procédé de stabilisation sert également au conditionnement thermique des boues. Les boues ainsi traitées peuvent, en effet, être filtrées aisément, avec l'obtention d'une siccité de gâteaux se situant entre 40 et 70 % (Degremont, 1989). Modell (1993) a décrit un procédé d'oxydation sous pression (22 Mpa) et à haute température (374 °C) « *supercritical water oxidation process* » pour le traitement des déchets biologiques.

Une autre approche proposée par Karlsson et Goransson (1993) consiste en l'hydrolyse forte de la matière organique des boues par un traitement thermique (150 à 160 °C) en milieu acide (pH 1 à 2). Ce traitement permet une réduction d'environ 90 % des matières en suspension et hausse de manière importante la filtrabilité des boues non-hydrolysées. Après traitement, les boues et l'hydrolysate sont neutralisées par addition de chaux, ce qui entraîne la production d'une boue inorganique contenant les métaux lourds extraits, d'une boue organique valorisable par l'amendement des sols, et d'une fraction liquide fortement chargée en matière organique qui est retournée en tête de la chaîne de traitement des boues.

Une alternative à ce procédé utilise la technologie du puit profond, selon les méthodes de forage pétrolier (profondeur de 1 200 à 1 500 m). Une variante de ce type de traitement a été commercialisée sous le nom de « *VerTech Aqueous-Phase Oxidation Process* ». L'énergie de pompage requise est limitée seulement aux pertes de charge dans le puit. Les températures élevées atteintes (environ 276 °C) sont dues aux températures des grandes profondeurs et au caractère exothermique des réactions d'oxydation de la matière organique. Ce procédé qui permet l'oxydation d'environ 96 % de la matière organique en dioxyde de carbone et en acides organiques facilement biodégradables (principalement de l'acide acétique), a été implanté en 1992 à Apeldoorn en Hollande (Bowers *et al.*, 1991).

3.6 Stérilisation

La stabilisation partielle des boues peut être atteinte par une stérilisation partielle ou complète de ces rejets urbains. Cette approche n'est toutefois pas courante à l'échelle industrielle. Les techniques qui ont été proposées sont la pasteurisation, l'irradiation et la presseurisation.

3.6.1 Pasteurisation

La pasteurisation n'est pas réellement un procédé de stabilisation des boues, mais une technique d'aseptisation des boues. Ce traitement consiste à chauffer les boues à une température voisine de 70 °C pendant au moins 30 minutes. L'apport calorifique nécessaire est fourni par une chaudière autonome et un échangeur de chaleur eau-boues ou, éventuellement, par un brûleur à gaz immergé dans les boues (Degrémont, 1989).

3.6.2 Radiation ionisante

La radiation ionisante a également été proposée par divers chercheurs pour la désinfection des boues d'épuration (Hashimoto *et al.*, 1986; Mann, 1971; Suess et Lessel, 1977). Récemment, Hashimoto *et al.* (1991) démontra la faisabilité technico-économique d'un procédé de désinfection par un accélérateur d'électron, combiné à un appareil de préparation de couches minces de boues. Dans ce système, les boues déshydratées sont pressées en couches de moins de 5 mm, puis celles-ci sont irradiées à une dose de 5 kGy. L'utilisation d'un accélérateur d'électron d'une puissance de 15 kW est suffisant pour traiter une capacité de 10 tbs/jour (50 tonnes humides par jour). Hashimoto *et al.* (1991) suggèrent de combiner cette technologie de désinfection à un post-compostage rapide des boues.

3.6.3 Presseurisation

La désinfection des boues peut également être accomplie par une pressurisation importante des boues en autoclave. Dollerer et Wilderer (1993) ont étudié cette technique et signalèrent que le traitement des boues sous une pression de 6 000 bars ne nécessite qu'environ le dixième de l'énergie requise pour la stérilisation par chauffage. Par contre, les coûts d'investissement inhérents à cette technique sont forts importants et peu propices à une utilisation à l'échelle industrielle.

3.7 Décontamination des boues

L'intérêt de réduire les concentrations en métaux toxiques des boues d'épuration est aujourd'hui un fait bien reconnu (U.S. EPA, 1991). Pour ce faire, deux types d'intervention sont envisagés: l'enlèvement des métaux lors de l'épuration des eaux usées et le contrôle à la source des rejets industriels. Pour ce qui est de la réduction à la source, bien que celle-ci soit souhaitable, cette approche est non seulement coûteuse, mais porteuse de résultats incertains, car elle peut difficilement circonscrire les sources diffuses de pollution qui contribuent à l'enrichissement des boues en métaux toxiques; plusieurs études démontrent en effet qu'une grande partie des métaux provient des résidences et du ruissellement urbain (Davis, 1987; Tjell, 1986; Wozniak et Huang, 1982).

Depuis 1975, plusieurs techniques d'enlèvement des métaux lourds des boues d'épuration ont été examinées, mais jusqu'à présent, aucun procédé économique et efficace n'a été implanté à l'échelle industrielle. De nombreuses tentatives de solubilisation chimique des métaux ont été étudiées: la chloration (Olver *et al.*, 1975), l'échange d'ion (Cornwell *et al.*, 1980), l'utilisation d'agents chelateurs tels l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) et l'acide nitrilotriacétique (NTA) (Campanella *et al.*, 1985; Jenkins *et al.*, 1981; Lo et Chen, 1990), l'extraction par solvants organiques (Vieira e Silva *et al.*, 1993) et la digestion aérobie thermophile auto-chauffée (AATD) couplée à une acidification par l'acide chlorhydrique (Hayes *et al.*, 1979). Les coûts élevés d'opération, certaines difficultés opératoires, et quelques fois des rendements insatisfaisants de lixiviation des métaux ont compromis l'émergence de ces techniques.

L'ajout de différents acides organiques (CH_3COOH) et inorganiques (H_2SO_4 , HCl , HNO_3) aux boues est la technique qui a été la plus considérée par différents chercheurs (Blais *et al.*, 1992d; Bloomfield et Pruden, 1975; Campanella *et al.*, 1985; Kiff et Brown, 1981; Kiff *et al.*, 1981; Lo et Chen, 1990; Logan et Feltz, 1985; McNulty *et al.*, 1977; Mitani *et al.*, 1991; Oliver et Carey, 1976; Scott et Horlings, 1975; Wozniak et Huang, 1982). L'utilisation des acides organiques ne permet, la plupart du temps, que de faibles rendements de solubilisation des métaux, tout en étant fort dispendieuse.

L'emploi des acides inorganiques ne permet pas une solubilisation efficace du cuivre et du plomb, malgré une acidification considérable (pH 1.5) des boues. La solubilité des métaux dans les boues est affectée principalement par le pH, mais aussi par d'autres facteurs tout aussi importants doivent être pris en considération: le potentiel d'oxydoréduction du milieu (POR), la concentration des métaux et des ligands (anions et molécules non-chargées) et l'équilibre chimique entre les constituants (Tyagi et Couillard, 1990). La solubilisation du cuivre et du plomb dans les boues nécessite une augmentation importante du POR, ce qui ne peut être obtenue rapidement par oxydation chimique lors de l'aération des boues. Les quantités considérables d'acide nécessaires à la solubilisation chimique des métaux rendent ces techniques peu attrayantes économiquement (Tyagi et Couillard, 1990; Wong et Henry, 1988).

L'utilisation combinée d'un acide et d'un agent oxydant fort a également été examiné. Kiff et Brown (1981) et Kiff *et al.* (1981) suggèrent l'utilisation d'acide chlorhydrique (pH final 1.0) et de peroxyde d'hydrogène ce qui permet l'obtention de meilleurs rendements de solubilisation des métaux que l'ajout de seulement un acide. Toutefois, les coûts d'opération de cette technique demeurent prohibitifs.

Rasmussen et Rockandel (1991) ont développé un procédé (U.S. Pat. No. 5,051,191) utilisant conjointement un acide (sulfurique ou chlorhydrique), un agent oxydant ferrique (sulfate ou chlorure) et un oxydant régénérant (peroxyde d'hydrogène, hypochlorite de sodium ou de calcium, air comprimé, oxygène, ozone, dioxyde de soufre, chlore ou composés chlorés). Malgré de bons

rendements de décontamination des boues, les coûts élevés d'opération de ce procédé restreint fortement leur mise en marché.

Des essais de séparation des métaux par centrifugation ont été effectués par Fronk *et al.* (1985). Deux étapes successives de centrifugation permettent de concentrer les métaux dans un culot. Les concentrations de métaux retrouvées dans le culot se situe entre 60 et 73 % pour le cadmium, le nickel, le chrome, le cuivre et le zinc, alors que ce procédé ne permet pas d'extraire le plomb. Cette technique présente des problèmes au niveau de la récupération des solides, puisque les boues sans métaux ne constituent que 23 % du volume des boues totales.

L'extraction des métaux au moyen d'un procédé magnétique et de résine échangeuse d'ions a été développée en Australie (Becker *et al.*, 1989). Les métaux dans les boues sont captés par la résine échangeuse d'ions qui est régénérée par la suite en milieu acide. Les rendements d'enlèvement des métaux par cette approche technologique dans des boues artificiellement contaminées, sont de 57 % pour le cuivre, de 66 % pour le zinc et de 86 % pour le cadmium. La faisabilité économique de cette approche n'a toutefois pas été démontrée pour une application à l'échelle réelle.

Un nouveau procédé chimique incluant une solubilisation des métaux suivie d'une chélation sur un support solide a été mis au point à Toronto pour la décontamination des sols. Les auteurs du rapport final de développement de ce procédé (Mourato et Lang, 1994) prétendent être capables de décontaminer les boues d'épuration préalablement digérées. Les détails donnés dans le rapport final ne permettent pas de juger de la faisabilité technico-économique de l'application de cette technologie pour la décontamination des boues d'épuration. D'autre part, le fait de traiter des boues digérées augmente très certainement le coût du traitement global des boues et rend ce procédé économiquement moins intéressant.

Suite aux différentes contraintes techniques et économiques rencontrées avec les procédés chimiques déjà testés d'enlèvement des métaux associés aux boues municipales, l'intérêt de mettre au point un procédé biologique d'extraction est apparu. Au cours des dernières années, quelques études de biolixiviation ont été réalisées à travers le monde (Calmano *et al.*, 1985; Hashimoto *et al.*, 1987; Schönborn et Hartmann, 1978, 1979; Wong et Henry, 1983, 1984, 1988).

Les travaux réalisés à l'INRS-Eau (Québec, Canada), avec la participation financière de BIOLIX Inc., ont conduit au développement de deux procédés biologiques (un procédé combiné de biolixiviation des métaux lourds et de digestion des boues d'épuration utilisant le soufre élémentaire (U.S. Pat. No. 7,659,723; U.S. Pat. No. 7,693,650) et un procédé de biolixiviation des métaux lourds utilisant le sulfate ferreux (Couillard *et al.*, 1994)) et un procédé chimique (Blais *et al.*, 1994d) de décontamination des boues d'épuration, permettant des rendements élevés d'enlèvement des métaux toxiques, une destruction efficace des germes pathogènes et la conservation des propriétés fertilisantes des

boues. Ces procédés, qui ont d'abord été développés en laboratoire, ont par la suite été testés et optimisés avec succès, à l'échelle du pilote industriel, à la station d'épuration de la base militaire de Valcartier (Québec).

Les procédés développés à l'INRS-Eau en sont au stade de la démonstration commerciale. L'application de ces procédés aux boues accumulées dans les étangs aérés ou produites quotidiennement aux stations conventionnelles (boues activées, biofiltres, physico-chimiques) est, en effet, fort prometteuse: les études technico-économiques réalisées au cours des deux dernières années ont démontré que les procédés proposés sont performants, en termes de coût et d'efficacité, pour la décontamination des boues primaires et secondaires produites dans les stations d'épuration conventionnelles.

3.7.1 Biolixiviation-digestion avec soufre

Le procédé de biolixiviation-digestion exploite la présence dans les boues d'épuration d'une microflore indigène (thiobacilles peu-acidophiles et acidophiles) capable d'oxyder le soufre élémentaire en acide sulfurique (Blais *et al.*, 1992a, 1993f). Cette production d'acide, qui se fait sans production d'intermédiaires de polysulfures, entraîne une baisse considérable du pH des boues et une hausse des conditions oxydantes du milieu, ceci causant une solubilisation importante des métaux toxiques retrouvés dans cette biomasse (Blais *et al.*, 1992b; Tyagi *et al.*, 1994d). Le procédé peut être opéré en mode cuvée dans un bioréacteur à cuve agitée et aérée avec addition de soufre élémentaire en poudre ou également en colonnes aérées avec utilisation de soufre granulaire immobilisé (Benmoussa *et al.*, 1994; Ravishankar *et al.*, 1994a). La concentration initiale optimale de solides des boues pour ce procédé se situe entre 30 et 40 g/L (Sreekrishnan *et al.*, 1993; Tyagi *et al.*, 1993c). Cette biotechnologie permet dans une même étape, une stabilisation efficace des boues (réduction de la biomasse, élimination des microorganismes pathogènes, réduction des odeurs) et un enlèvement efficace des métaux toxiques (Blais *et al.*, 1992e; Shooner *et al.*, 1992; Tyagi *et al.*, 1993d). Un temps de rétention hydraulique de l'ordre de 8 à 12 jours est requis pour permettre une stabilisation adéquate des boues municipales (Blais *et al.*, 1994c; Tyagi *et al.*, 1993e, 1994a). Afin de hausser les rendements de solubilisation des métaux et de précipiter une fraction importante du phosphore solubilisé lors de l'acidification des boues, un ajout de chlorure ferrique peut être effectué à la fin de la période de biolixiviation-digestion.

3.7.2 Biolixiviation avec sulfate ferreux

De manière similaire au procédé biologique avec soufre, cette technologie profite de la présence dans les boues d'épuration d'une flore bactérienne indigène (*Thiobacillus ferrooxidans*) capable d'oxyder l'ion ferreux en ion ferrique (Blais *et al.*, 1993g). Ce procédé est opéré en bioréacteur à cuve agitée et aérée, avec une addition d'acide sulfurique pour abaisser le pH initial des boues et un ajout de sulfate ferreux comme substrat énergétique (Couillard

et Mercier, 1990a, 1992b; Couillard et Zhu, 1992a). Les conditions d'acidité ainsi créées et la hausse des conditions oxydantes du milieu lors de l'oxydation de l'ion ferreux en ion ferrique, permettent une solubilisation importante des métaux toxiques retrouvés dans les boues, de même qu'une élimination efficace des bactéries indicatrices de pathogénéité (Couillard *et al.*, 1993b). Le contenu initial optimal de solides des boues est compris entre 20 et 25 g/L. Un court temps de rétention hydraulique est possible en mode continu pour la décontamination des boues (Couillard et Mercier, 1992a).

3.7.3 Lixiviation chimique

Le procédé chimique développé à l'INRS-Eau utilise l'acide sulfurique et un agent oxydant. L'ajout de l'acide sulfurique aux boues d'épuration permet d'accélérer la solubilisation des métaux. Ce procédé peut être opéré facilement dans un réacteur de type cuve agitée en mode cuvée, semi-continu ou continu et permet un enlèvement adéquat des métaux toxiques, ainsi qu'une élimination efficace des microorganismes pathogènes, et ce, avec un très court temps de traitement. Un contenu en solides des boues se situant entre 30 et 40 g/L représente la gamme optimale pour ce procédé. Il peut être utilisé en alternative avec le procédé de biolixiviation, selon l'évolution des prix des facteurs générateurs de coûts.

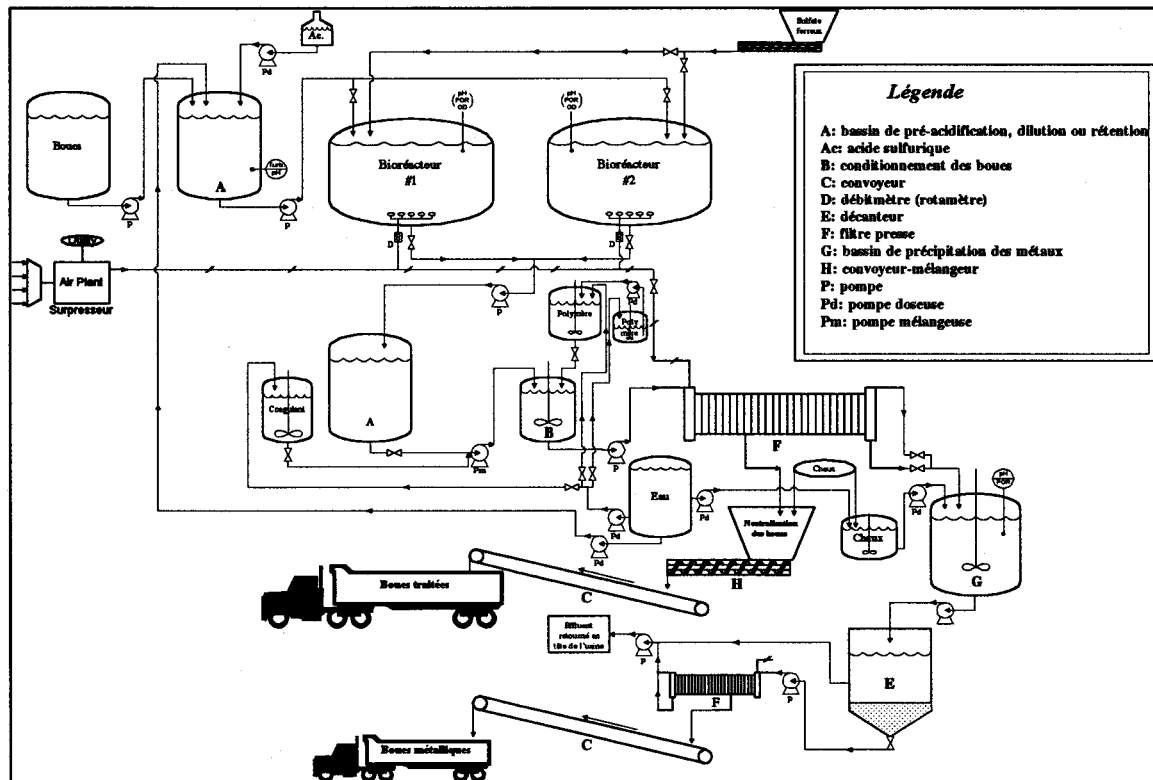


Figure 5 Chaîne de décontamination des boues d'épuration municipales

La Figure 5 présente les diverses étapes de traitement faisant partie de la chaîne de décontamination utilisant le procédé de biolixiviation avec sulfate ferreux. Les chaînes de décontamination utilisant les autres procédés sont similaires, à l'exception de la partie associée à l'étape de lixiviation ou biolixiviation en réacteur.

Après l'étape de solubilisation des métaux par l'un des trois procédés décrits précédemment, les boues sont conditionnées par ajout d'aide-coagulant et de flocculants, puis déshydratées sur une unité de filtres-presses à plateaux. Les boues deshydratées sont ensuite neutralisées par ajout de chaux vive et acheminées par camion au lieu d'épandage agricole (Couillard et Mercier, 1990b). D'autres modes de déshydratation, tel que le pressoir rotatif, pourraient aussi être envisagés. L'efficacité des filtres à bandes presseuses serait également intéressante à vérifier, car la plupart des stations d'épuration québécoises font appel à ce type d'équipement.

Le lixiviât acide contenant les métaux est neutralisé par ajout d'une solution de chaux saturée et décanté jusqu'à l'obtention d'une boue métallique. Un ajout facultatif de flocculants permet dans certains cas de hausser les rendements de précipitation des métaux. Ce dernier résidu est déshydraté tout d'abord sur une unité de filtres-presses, puis séché à l'air avant d'être acheminé à un site de disposition de produits dangereux. Des négociations ont actuellement lieu en vue de recycler ces résidus métalliques (Couillard et Mercier, 1992a).

Les trois procédés de décontamination des boues permettent un enlèvement efficace des métaux lourds. En effet, les études menées à l'échelle du pilote industriel ont démontré que les rendements réels d'enlèvement du cuivre et du zinc se situent entre 70 et 90 %, alors que pour le manganèse, un pourcentage d'extraction compris entre 75 et 95 % est aisément atteint. Les autres métaux lourds tels que le cadmium et le nickel sont également solubilisés lorsqu'ils sont présents en concentration élevée dans les boues. Les procédés de décontamination peuvent aussi être opérés de façon adéquate dans les diverses conditions climatiques rencontrées en Amérique du Nord.

Les performances de destruction des indicateurs bactériens et viraux des procédés de décontamination sont nettement supérieures à celles atteintes avec les procédés conventionnels de digestion aérobie et anaérobie. De plus, les procédés de décontamination entraînent une réduction importante de la production d'odeurs désagréables en comparaison aux boues brutes.

Le procédé de biolixiviation-digestion avec soufre permet également une réduction appréciable de la biomasse des boues. Les cinétiques de digestion des boues sont pratiquement similaires à celles prévalant lors de la stabilisation aérobie conventionnelle.

La caractérisation chimique des boues traitées par ces procédés de décontamination indique que les boues décontaminées possèdent une valeur fertilisante comparable à celles de boues digérées par voie aérobie conventionnelle. La décontamination mène à un enrichissement appréciable des boues en fer et en soufre. Des études en serre sur de l'orge avec les boues décontaminées par le procédé biologique au sulfate ferreux ont démontré que les boues conservaient une bonne valeur fertilisante et qu'elles ne causaient pas de problèmes environnemental ou agronomique. En fait, ces essais ont indiqué que le potentiel de valorisation des boues ainsi décontaminées s'avère plus élevé que celui de la plupart des boues conventionnelles. De même, l'épandage agricole des boues décontaminées pourrait être particulièrement intéressant, en ce qui concerne les besoins nutritifs en soufre des cultures végétales. Il faut d'ailleurs noter à ce sujet qu'une portion appréciable des terres agricoles retrouvées à travers le monde, ont des carences en soufre.

Les recherches effectuées ont démontré qu'il est possible de déshydrater les boues décontaminées dans des conditions normales d'opération, à l'échelle réelle, et à des coûts acceptables. L'utilisation d'un filtre-presse à plateaux permet d'obtenir des gâteaux de boues présentant une siccité supérieure à 20 % et même, dans certains cas, de plus de 30 %. En outre, la capacité de filtration mesurée avec les boues décontaminées est égale et même supérieure à celle atteinte avec des boues digérées par voie aérobie conventionnelle.

Il est possible d'obtenir de plus amples informations concernant les procédés de décontamination des boues développés à l'INRS-Eau en consultant les divers publications et rapports scientifiques présentés à la section bibliographie. Il faut toutefois prendre note que certaines informations techniques ne peuvent être diffusées car les trois technologies développées font présentement l'objet de demandes de brevet.

Le choix des technologies à privilégier doit également être fonction de la qualité du produit recherché. Ainsi, il appert que le choix entre les deux technologies de décontamination développées, excluant une étape de digestion, soit le procédé biologique avec sulfate ferreux et le procédé chimique, pourrait être fonction des conditions particulières du marché, dans le cas où une étape préalable de digestion des boues serait jugée non indispensable, en accord avec la réglementation existante et la stabilité des boues atteinte. Autrement, dans le cas où une étape de digestion est souhaitable, le procédé biologique avec soufre s'avère être une alternative technologique prometteuse.

Les trois technologies développées peuvent être employées pour la décontamination de l'ensemble des divers types de boues générées lors du traitement des eaux usées municipales (primaires, boues activées, biofiltration, physico-chimiques, étangs aérés, fosses septiques). En plus du marché important du traitement des boues d'épuration municipales, il apparaît désormais possible d'adapter ces technologies pour le traitement des boues industrielles, des sédiments et des dizaines de milliers de sites à travers le monde pollués par les métaux toxiques. Des recherches en ce sens font présentement l'objet de travaux à l'INRS-Eau.

4. Déshydratation et séchage des boues

La gestion adéquate des boues d'épuration nécessite diverses étapes d'élimination de l'eau présente dans cette biomasse. Ces pratiques sont essentielles afin de diminuer les volumes de boues à traiter ou à disposer. Ce chapitre décrit donc les divers procédés d'épaississement, de conditionnement chimique, thermique ou autres, de déshydratation et de séchage étant opérés couramment à travers le monde, ainsi que ceux ayant fait l'objet de travaux de démonstration industrielle.

4.1 Épaississement

L'épaississement constitue la première étape de la plupart des circuits de traitement des boues. L'épaississement est avantageux pour plusieurs raisons. Il améliore le rendement de digestion, si celle-ci est prévue, et en réduit le coût d'investissement. Il réduit le volume des boues à disposer (enfouissement sanitaire, épandage agricole, rejet en mer, etc.). De plus, le procédé augmente l'économie des systèmes de déshydratation (centrifugation, filtres-presses, filtration sous vide, etc.).

4.1.1 Décantation

Dans le cas de la décantation, aussi appelée épaississement gravitaire, la suspension boueuse est introduite dans une cuve cylindrique où le temps de séjour est élevé. Ceci permet le tassement des boues qui sont évacuées par raclage par le fond, tandis que le liquide surnageant est évacué par le haut. Cette technique peu coûteuse est largement répandue, notamment pour l'épaississement des boues primaires (Degrémont, 1989).

4.1.2 Flottation

Dans le cas des boues activées, l'épaississement peut se faire également par flottation à l'air dissous. Cette technique entraîne une dépense énergétique nettement supérieure à la décantation, mais celle-ci est compensée par les bénéfices retirés au niveau de la performance de l'épaississement et donc au niveau de toute la chaîne de traitement des boues (Martin et Bhattarai, 1991). Les concentrations de boues activées flottées sont régulièrement comprises entre 3.5 et 5 %, soit 1.5 fois celles atteintes par épaississement gravitaire.

4.1.3 Centrifugation

L'épaississement des boues se fait aussi, dans certains cas, par centrifugation dans des décanteuses cylindriques continues à buses.

4.1.4 Drainage

Dans les petites stations, l'épaississement peut également se faire après floculation des boues par un apport de polymère et drainage sur un champ horizontal de grilles fines, raclé en permanence par des lames de caoutchouc (Degrémont, 1989).

4.1.5 Système *BEST*

Un nouveau procédé d'épaississement « système *BEST* » a été développé au Japon récemment (Fukuda, 1994). Cette technique consiste en une combinaison, dans une seule étape, de l'épaississement et de la floculation chimique. L'ajout d'un coagulant métallique (sels de fer ou d'aluminium) avec un apport de polymères amphotères, cause la formation de gros floccs de boues (8 à 20 mm) qui sont aisément séparés de l'eau interstitielle, dans un réacteur agité muni d'un système spécialisé d'épaississement. La concentration de solides dans les boues épaissies est constante entre 3 et 4 % ST avec un fort taux de capture (> 95 %). Les coûts d'opération de ce système sont de 20 % supérieures au procédé d'épaississement gravitaire, toutefois, celui-ci est plus fiable et plus performant.

4.2 Conditionnement

L'opération des différents équipements de déshydratation nécessite au préalable de procéder à la floculation des boues afin de casser la stabilité colloïdale et pour augmenter artificiellement la taille des particules. Le conditionnement a recours à des procédés de nature physique (thermique principalement), mais plus souvent de nature chimique (ajout de réactifs minéraux ou de polymères de synthèse).

4.2.1 Conditionnement chimique

De nombreux électrolytes minéraux à cation polyvalent pourraient être utilisés cependant, pour des raisons de coût-efficacité, on emploie le plus souvent des sels métalliques, tels que le chlorure ferrique, le chlorosulfate ferrique, le sulfate ferrique, le sulfate ferreux et, à un degré moindre, les sels d'aluminium. Une introduction de chaux, consécutive à celle de l'électrolyte, est toujours d'un grand intérêt pour améliorer la filtrabilité des boues. Un excellent mélange des réactifs minéraux avec les boues doit être obtenu. La floculation des boues s'effectue dans des bacs agités en série, le premier servant pour le sel métallique et le second pour la chaux. Les temps de séjour sont de l'ordre de 5 à 10 minutes. Une période supplémentaire de mûrissement du floc est souvent profitable, mais une agitation prolongée et trop forte peut, dans certains cas, détériorer la filtrabilité des boues conditionnées.

Les polyélectrolytes synthétiques sont aujourd'hui largement employés pour le conditionnement des boues d'épuration. L'ajout de polyélectrolytes

permet une floculation extrêmement marquée, par formation de ponts entre particules, grâce aux longues chaînes de polymères ramifiées. Cette floculation est renforcée par une action de coagulation dans le cas de polymère cationique. Les polyélectrolytes cationiques sont surtout performants pour le conditionnement de boues à teneur élevée en matières organiques colloïdales ou à teneur élevée en fibres cellulosiques. Les polyélectrolytes anioniques sont, quant à eux, principalement appliqués dans les suspensions boueuses à caractère minéral prépondérant (boues denses hydrophobes, boues d'hydroxydes métalliques).

L'association de deux polyélectrolytes, anionique et cationique, permet, sur certaines boues, de réduire le coût global du conditionnement ou d'obtenir une floculation plus efficace. Pour certaines applications (déshydratation sur filtre-presse par exemple), le polyélectrolyte peut être associé à un sel métallique: précipitation au sel ferrique et, ensuite, constitution d'un floc moins hydrophile à l'aide du polyélectrolyte.

Les polyélectrolytes habituellement fournis en poudre sont, dans un premier temps, dilués dans une solution mère (4 à 6 g/L), puis une autre dilution, la solution fille, est préparée et est injectée dans les boues, où la floculation est quasi immédiate. La caractéristique principale d'un floc obtenu par ajout de polyélectrolyte est sa fragilité, parfois très grande. Ainsi, lors de l'opération de tout procédé de déshydratation employant ces réactifs, il faut donc éviter des cuves à agitation trop violente, des temps de floculation trop longs et des pompages destructeurs des boues conditionnées. Cette caractéristique des floccs de boues conditionnées fait en sorte que les points d'injection des polyélectrolytes sont à l'amont presque immédiat du système d'essorage, avec un mélange efficace mais bref.

4.2.2 Conditionnement thermique

L'augmentation de la température des boues conduit à une transformation irréversible de sa structure physique, surtout si elles contiennent une forte proportion de matières organiques et colloïdales. Durant le chauffage, les gels colloïdaux sont éliminés et l'hydrophilie particulière diminue fortement. La température de chauffage employée pour le conditionnement thermique varie entre 150 et 200 °C et le temps de cuisson entre 30 et 60 minutes, selon le type de boue et la filtrabilité désirée (Degrémont, 1989).

Ce mode de traitement est applicable sur toutes les boues à prédominance organique et permet l'obtention de performances relativement stables par rapport au conditionnement chimique. De plus, ce traitement permet un épaississement important et rapide des boues après cuisson avec l'obtention de boues décantées à plus de 120 g MES/L et même 200 g MES/L. La structure des boues est améliorée de sorte qu'une filtration sans apport de réactifs est toujours possible. De fait, de très fortes siccités des gâteaux de filtre-presse sont atteintes (> 50 % ST) avec un conditionnement thermique. Il faut

également tenir compte que les boues ainsi conditionnées sont stérilisées, donc libre de microorganismes pathogènes. L'association de la digestion anaérobie des boues et du conditionnement thermique est l'une des filières les plus intéressantes, car elle permet la réutilisation optimale du biogaz (méthane).

L'implantation du conditionnement thermique requiert cependant un investissement coûteux en comparaison au conditionnement chimique. De plus, ce traitement thermique entraîne la production de filtrat fortement chargé en matière organique et en azote ammoniacal qui doit être recyclé en tête de la station d'épuration. Des mesures de prévention spéciales doivent aussi être prises pour limiter les inconvénients occasionnés par la production d'odeurs: couverture des épaisseurs et bassins de rétention, limitation des purges des réacteurs de cuisson et désodorisation de l'air dans les principales enceintes (cuisson, épaissement, déshydratation).

Plusieurs systèmes de cuisson des boues peuvent être utilisés, toutefois dans tous les cas, on recherche une récupération maximale de calories en provenance des boues cuites pour préchauffer les boues à cuire, de sorte que l'apport exogène de calories ne correspond qu'à un réchauffement complémentaire de l'ordre de 25 à 40 °C. Cette récupération est effectuée dans des échangeurs tubulaires à contre-courant. L'apport de calories se fait soit par injection directe de vapeur vive dans le réacteur (*système COTHERMA* avec un échangeur « boue/boue » ou *système COTHERMA-B* avec deux échangeurs « boue/eau »), ou soit par échange indirect de chaleur avec un fluide caloporteur non vaporisable comme de l'huile (*système COTHERMOL*).

Une autre technique de conditionnement thermique a été proposée dans le brevet obtenu par Kovacs (1992). Cette méthode consiste à acidifier dans un premier temps les boues ($\text{pH} < 4$), puis de chauffer celles-ci à une température comprise entre 260 et 390 °F. Par la suite, les boues sont neutralisées et subissent une autre étape de chauffage, ce qui permet de hausser considérablement leur filtrabilité. Cette technique est utilisable pour augmenter le niveau de déshydratation de boues préalablement épaissies ($> 15\%$), jusqu'à une teneur en solides totaux voisine de 55 %. Une variante apparentée de cette technologie a été commercialisée sous le nom de « *PORY ST technology* » par l'entreprise Pori International, Inc¹.

Une autre technique de conditionnement combinant le chauffage et l'acidification des boues a été proposée par Dollerer et Wilderer (1993). Dans ces cas, les boues sont traitées pendant une à deux heures à 70 °C sous conditions acide ($\text{pH} 3$, avec HCl ou HNO₃) et oxydante (15 à 30 mmoles de H₂O₂/L de boue), ce qui augmente considérablement la filtrabilité des boues.

¹ PORI INTERNATIONAL INC., 1105 North Point Blvd., Baltimore, Maryland, 21224, tél: (301) 284-1717, fax: (301) 285-826.

L'effet bénéfique de l'acidification des boues (pH 2.5) sur leur filtrabilité a aussi été observé par Sarikaya et al-Marshoud (1993).

4.2.3 Conditionnement par congélation

La solidification totale des boues par congélation, pendant un temps suffisant, permet de réduire très efficacement la quantité d'eau liée à la matière, et par la même de regrouper les particules. Ce regroupement demeure stable après la fonte de la glace, et la filtrabilité des boues est alors nettement améliorée. La congélation s'effectue pendant une durée de 1 à 4 heures, à des températures de l'ordre de -10 à -20 °C.

Jusqu'à maintenant, la congélation-décongélation (système fréon-glycol le plus connu) a été appliquée principalement aux boues à prédominance minérale, difficiles à déshydrater. Ce conditionnement coûteux en énergie est souvent associé à une filtration sous vide très performante avec l'obtention d'une siccité de gâteau supérieure à 30 % ST (Degrémont, 1989).

4.2.4 Conditionnement par charges

L'apport de matières sèches, généralement inertes, améliore la cohésion des boues, disperse le milieu colloïdal et, par la même, agit favorablement sur la filtrabilité. L'ajout de substances minérales tels que le carbonate de calcium, le gypse, les cendres volantes et le charbon permet de réduire les doses des réactifs habituellement employés dans les boues à conditionner. L'effet essentiel recherché est l'amélioration de la texture du gâteau, soit pour en faciliter la manutention, soit pour en faciliter la manutention, soit pour permettre une exploitation optimale des équipements de déshydratation. La combinaison de boues minérales denses (décarbonatation, lavage de gaz, sulfate de calcium, boues de papeterie, etc.) avec des boues biologiques est également profitable. Les apports de charges, pour être efficaces, sont en général de l'ordre de 20 à 40 % des matières en suspension (MES) initiales des boues (Degrémont, 1989).

4.2.5 Conditionnement électro-acoustique-osmose

Cette technologie constitue davantage une amélioration du conditionnement chimique qu'un procédé de conditionnement en lui-même. Ce procédé combine un processus d'électro-osmose, qui entraîne l'eau en dehors des capillaires vers la surface et un traitement aux ultra-sons, qui oriente les particules dans leur position la plus stable, facilitant ainsi le drainage à travers le gâteau de boues. Ce conditionnement peut être combiné à la déshydratation sur filtre-pressé et sur filtre à bandes. Des gains de siccité dépassant 10 % ont été observés en laboratoire par l'utilisation de ce procédé. Toutefois, la mise en application de cette technologie à l'échelle industrielle demeure onéreuse (Degrémont, 1989).

Un système de filtre-presse à plateaux incluant un traitement par électro-osmose a été développé au cours des dernières années au Japon (Kondoh et Hiraoka, 1990). Ce nouveau type de filtre-presse permet d'augmenter la siccité des gâteaux de boues entre 40 et 50 %. La comparaison des coûts de déshydratation et de disposition des boues a démontré que cette technique pourrait être plus économique que la filtration sur presse à plateaux classique et la filtration sur bandes presseuses. Les coûts en énergie électrique sont toutefois haussés considérablement suite à l'application du traitement d'électro-osmose.

4.2.6 Conditionnement par solvants ou huiles

L'ajout aux boues de solvants ou d'huiles, permet, dans certaines conditions de température, de séparer plus facilement, par voie mécanique, les matières sèches, tout en ayant la possibilité de récupérer une bonne partie du solvant. Toutefois, la faisabilité technico-économique de cette pratique à l'échelle industrielle n'a pas été démontrée. Certains autres produits chimiques tels que le formol, le glyoxal, les amines hydrophobes, peuvent, en principe, améliorer la qualité de déshydratation des boues. Toutefois, le gain en siccité est très variable et les coûts d'utilisation sont onéreux (Degrémont, 1989).

4.3 Déshydratation

Les procédés de déshydratation permettent de donner aux boues une consistance physique plus solide. La déshydratation des boues s'effectue principalement par centrifugation, filtration sous vide, filtration sur presses à plateaux, filtration sur bandes-presseuses, ainsi que par séchage sur lit de sable ou de congélation-décongélation. Selon une étude réalisée en Europe, environ 60 % des boues d'épuration générées sont déshydratées mécaniquement (Halcrow Gilbert Associates Ltd, 1993). Les techniques de déshydratation des boues ont été discutées récemment dans les revues préparées par Hurdle (1992), NTIS (1993a, b, c) et Weismantel (1993). L'historique des technologies de déshydratation des boues a été décrite par Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993). Plusieurs documents disponibles présentent des études comparatives entre les diverses techniques de déshydratation (Andreasen et Nielsen, 1993; Clarke *et al.*, 1990; Coker *et al.*, 1991; Lowe et Shaw, 1992; Nielsen, 1992).

4.3.1 Centrifugation

La centrifugation est appliquée pour déshydrater et épaissir les boues résiduaires. La centrifugeuse est un tambour ou un bol cylindrique qui tourne sur lui-même pour créer la force de séparation. Lorsque les boues liquides sont introduites à l'intérieur de la centrifugeuse en rotation, les matériaux plus denses sont séparés les premiers et tapissent les cloisons intérieures, puis sont éjectés du système. Les centrifugeuses les plus courantes sont à convoyeur et à bol, à bol perforé et à disques. Dans le cas des boues résiduaires d'assainissement, les appareils employés habituellement sont les centrifugeuses continues à bol

cylindro-conique d'axe horizontal (Degrémont, 1989). Selon Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993), les rendements typiques de déshydratation des boues par centrifugation varient entre 18 et 31 %.

Ce système permet de travailler en mode continu dans une enceinte close et compacte, réduisant ainsi les inconvénients associés aux odeurs des boues. La centrifugation est performante pour la séparation des solides de plusieurs types de boues et ne nécessite qu'une surveillance réduite. Toutefois, cette pratique présente certains inconvénients, dont la nécessité d'isolation phonique de la salle de déshydratation, la consommation énergétique importante et la nécessité d'employer une main-d'oeuvre plus qualifiée que pour l'opération des systèmes de filtration (Degrémont, 1989). Plusieurs études de performance et d'économie de la centrifugation des boues d'épuration sont répertoriées dans la littérature (Andreasen et Nielsen, 1993, Garelli *et al.*, 1990; Horenstein *et al.*, 1990; MacConnell *et al.*, 1991; Nielsen, 1992; Smollen, 1990).

Nichols (1992) fait état d'une amélioration de la performance de la centrifugation par une injection de vapeur ou de dioxyde de carbone. Ces techniques, appliquées à grande échelle dans une station d'épuration de Chicago (Illinois), permettent de hausser les siccités des boues d'environ 4 à 5 % et 2 à 3 % respectivement, par rapport à la centrifugation conventionnelle. Les bilans énergétiques révèlent que ces approches réduisent sensiblement la consommation électrique globale de la déshydratation des boues.

Le développement de centrifugeuses à forte capacité « *High Solid Centrifuges* » ont permis de redonner un peu de vigueur à la centrifugation des boues d'épuration. Les unités de ce nouveau type d'équipement sont des versions améliorées de la centrifugeuse à bol cylindrique conventionnelle, permettant l'obtention de siccités de gâteau variant entre 25 et 30 %. Ces équipements sont plus onéreux que les centrifugeuses conventionnelles et requiert davantage d'énergie électrique. Toutefois, les performances accrues permettent de réduire les coûts d'opération des étapes de traitement situées en aval (Metcalf & Eddy, Inc., 1992).

4.3.2 Filtration sous vide

La filtration sous vide, la plus ancienne des techniques de déshydratation mécanique, n'a plus aujourd'hui que des applications limitées. Les filtres utilisés pour l'essorage des boues municipales sont du type à tambour rotatif et à auge ouverte. Le filtre rotatif à tambour est essentiellement constitué d'un cylindre tournant, partiellement immergé dans un bac contenant les boues à filtrer. Ce cylindre est formé par la juxtaposition de compartiments étanches et recouverts d'une toile unique de filtration. Les compartiments sont placés successivement sous vide ou à l'atmosphère. La filtration des boues s'effectue sous des vides industriels de 300 à 600 mm Hg. La vitesse de rotation du tambour varie entre 8 et 15 tours par heure. Les toiles filtrantes sont constituées de fibres synthétiques avec une porosité variant entre 30 et 100 μm . Des études portant

spécifiquement sur la filtration sous vide ont été réalisées, il y a plusieurs années, par Gales et Baskerville (1970) et Tenney *et al.* (1970).

4.3.3 Filtration sous pression en chambres étanches

La filtration sous pression en chambres étanches (filtres-presses à plateaux chambrés classiques, filtres-presses classiques à plateaux-membranes, filtres-presses automatiques) permet d'appliquer sur le gâteau des pressions très élevées (5 à 15 bars et parfois plus). Ceci permet d'obtenir des siccités de gâteaux généralement supérieures à 30 % sur la majorité des boues organiques préalablement conditionnées. Une revue de la déshydratation des effluents et boues d'épuration sur filtres-presses a été proposée par Cheremisinoff (1992).

Filtres-presses à plateaux chambrés classiques

Le filtre-presse à plateau « *recess plate press* » est constitué principalement par une batterie de plaques évidées, verticales, juxtaposées et appuyées fortement les unes contre les autres par des vérins hydrauliques placés à une extrémité de la batterie. Sur les deux faces des plaques sont appliquées des toiles filtrantes de mailles fines (10 et 300 μm). Les boues à filtrer arrivent sous pression, dans les chambres de filtration par l'intermédiaire d'orifices aménagés généralement au centre des plateaux. La durée d'utilisation des toiles est très variable, mais 1 500 à 2 000 cycles sont régulièrement obtenus. Le Tableau 21 fait état des performances habituelles obtenues par déshydratation sur filtre-presse à plateaux. Plusieurs études de performance et d'économie des filtres-presses classiques sont présentées dans la littérature (Lowe et Shaw, 1992; Mayer, 1989; Mininni *et al.*, 1984, 1991; Smollen, 1990).

Filtres-presses à plateaux membranes

Ces filtres-presses « *membrane filter press* » ressemblent de l'extérieur aux filtres classiques. L'une des faces internes de chaque plateau est cependant revêtue d'une membrane plastique ou en caoutchouc. L'autre face de la chambre de filtration est classique avec une rainurage du plateau et toile de filtration. De plus en plus, les constructeurs proposent des membranes sur les deux faces de la chambre de filtration. La membrane est alors elle même rainurée et revêtue d'un médium filtrant (Degrémont, 1989).

Contrairement aux filtres-presses classiques, où le système de mise sous pression par pompage provoque des gradients de pression à l'intérieur de la chambre de filtration, le gonflage de la membrane permet d'exercer une pression uniforme sur toute la surface du gâteau (Lowe et Shaw, 1992). Cette caractéristique entraîne une amélioration de la siccité des gâteaux et favorise le débâtissage car ceux-ci sont plus uniformes.

Tableau 21 Échelle de performance des filtres-presses (Degrémont, 1989)

Type de boues	Conditionnement (kg/tbs)	Capacité de filtration (kg/m ² .h)	Siccité du gâteau (%)
Mixte non-digérée (> 75 % de SV)	20-40 FeCl ₃ 100-150 CaO	3-4	40-48
Mixte non-digérée (= 50 % de SV)	40-70 FeCl ₃ 150-220 CaO	2-3	36-44
Mixte non-digérée (> 65 % de SV)	4-6 Polyélectrolyte	2-3	26-33
Mixte dig. anaérobie	Conditionnement thermique	2.5-5	45-60
Mixte dig. anaérobie (= 50 % de SV)	50-80 FeCl ₃ 160-240 CaO	2-3	36-42
Mixte non-digérée (> 65 % de SV)	0-80 FeCl ₃ 5-8 Polyélectrolyte	2-3.5	26-33
Mixte dig. aérobie	60-100 FeCl ₃ 180-280 CaO	1.5-3	31-37
Physico-chimique (100 mg FeCl ₃ /L)	180-300 CaO	1.5-2.5	33-45
Physico-chimique (40 mg FeCl ₃ /L)	5-8 Polyélectrolyte	2-3	30-35

Une étude comparative menée par Lowe et Shaw (1992), entre l'opération d'un filtre-presse classique et un filtre-presse à membrane a démontré qu'il était possible de réduire le temps de compression de 6 à 2 heures, en employant cette dernière. De plus, les siccités de gâteaux de boues étaient supérieures avec le filtre à membrane (27 à 29 %) qu'avec le filtre classique (22 à 25 %). Une autre étude comparative effectuée par Andreasen et Nielsen (1993), fait état de siccités de boues plus élevées par filtration sur presse à membrane que par la centrifugation ou la filtration sur bandes presseuses. L'étude de Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993) fait état de rendements typiques de déshydratation des boues sur filtres-presses à membrane de type Lenser variant entre 15 et 36 % de solides.

L'installation des filtres-presses à membranes est toutefois plus onéreuse que les filtres-presses classiques à plateaux et que les filtres à bandes

presseuses (Andreasen et Nielsen, 1993; Degrémont, 1989; Nielsen, 1992). Ces filtres demandent également plus d'entretien. Andreasen et Nielsen (1993) suggèrent que l'emploi des filtres à membrane est d'intérêt lorsque que les coûts de disposition finale des boues sont particulièrement élevés, notamment dans les cas d'enfouissement sanitaire et de l'incinération.

Un autre type de filtre-presse à membrane prometteur, le filtre-presse tubulaire est à l'état de développement en Afrique du Sud (Rencken et Buckley, 1992). Les résultats obtenus après cinq mois d'expérimentation attestent de siccités de boues, après déshydratation, se situant entre 23 et 41 %, avec une moyenne de 31 % de solides (Metcalf & Eddy, 1992).

Filtres-presses automatiques

Les filtres-presses classiques, même les plus perfectionnés, nécessitent toujours la présence d'un opérateur pour surveiller et aider à la décharge des gâteaux. Des filtres-presses entièrement automatisés, ont donc été développés récemment afin de réduire les coûts de main-d'oeuvre. On retrouve notamment le filtre-presse multicellulaire à plateaux verticaux, le filtre-presse multicellulaire à tambour et le filtre-presse monocellulaire à plateau-membrane horizontal.

Le filtre-presse multicellulaire à plateaux verticaux est un filtre à plateaux-membranes qui se caractérise par les deux innovations suivantes: 1) les plateaux s'écartent tous ensemble à l'ouverture du filtre, provoquant la décharge simultanée des gâteaux; 2) lorsque le filtre est ouvert, les toiles filtrantes accrochées à un système mobile sont déroulées vers le bas, provoquant ainsi l'éjection forcée du gâteau de filtration. Ces filtres présentent des capacités de filtration de 5 à 10 fois supérieures à celles des filtres classiques. Toutefois, le coût d'investissement est très onéreux, soit de 2 à 3 fois plus élevé que celui d'une installation classique, alors l'entretien des équipements est complexe.

Le filtre-presse multicellulaire à tambour est constitué d'une toile filtrante enroulée autour d'un tambour percé d'orifices d'alimentation en boue. Des cellules filtrantes retenues par une enveloppe fixe extérieure au tambour, sont appliquées sur la toile, constituant ainsi des chambres de filtration étanches. À chacune de celles-ci correspond un des orifices alimentés, à travers un distributeur rotatif, par la pompe à boue haute pression. Le débâtissage s'effectue par mise en rotation du tambour et déroulement de la toile. Dans la partie basse de l'appareil, la toile s'écarte du tambour pour être raclée et lavée. Les capacités de filtration sont 6 à 10 fois supérieures à celles d'un filtre classique. Ces appareils, ne permettant que le passage de particules fines, ce type d'équipement est donc réservé à la déshydratation de boues fines (traitement de surface, boues de clarification et de décarbonatation).

Le filtre-presse monocellulaire à plateau-membrane horizontal (*système SQEEZOR*) fonctionne en mode d'opération continu. La filtration se fait selon le principe de filtration en couche mince (3 à 6 mm) par l'intermédiaire d'un

système plateau et membrane. Cet appareil comprend deux parties: une première partie constituée d'un filtre à bandes presseuses simplifié avec pré-conditionnement au polyélectrolyte, égouttement en zone de drainage et pré-pressage dans la zone d'enroulement et, une deuxième partie comprenant à une chambre étanche de filtration. Les capacités de filtration de cet équipement sont 15 à 20 fois supérieures à celles d'un filtre-presse classique. Pour assurer une opération en continu, l'ensemble de la presse est mobile et avance avec les toiles. Les temps de pressage étant très courts (1 à 2 minutes), il est préférable de réserver cet appareil à des boues présentant, après conditionnement aux polyélectrolytes, de faibles coefficients de compressibilité et des siccités limites supérieures à 35 % (boues peu hydrophiles).

4.3.4 Filtration sur bandes presseuses

La filtration sur bandes presseuses est très répandue pour plusieurs raisons: 1) grande facilité d'exploitation, 2) faible coût d'exploitation et investissement modéré, 3) continuité du procédé, 4) simplicité de la mécanique, et 4) production de boues pelletables.

Dans cette technique, le pressage des boues se fait entre deux toiles filtrantes qui sont comprimés progressivement et qui s'enroulent successivement autour de tambours perforés et de rouleaux dont la disposition varie selon le type de filtre. Dans les filtres à bandes presseuses, le pressage s'effectue dans une enceinte ouverte. Ces équipements permettent d'obtenir des résultats satisfaisants sur la grande majorité de boues organiques ou d'hydroxydes, les siccités obtenues étant très proches des siccités limites. Ils existent plusieurs types de filtres à bandes presseuses, dont les filtres *Superpress* (ST, SP, SPI, SL, HD et DEG) pour les stations de moyenne et forte capacités et les filtres à bandes pour petites stations d'épuration (*GD-Press*, *T-DEG*). Une description détaillée de ces différents types de filtres à bandes est présentée dans le document de Degrémont (1989). Le Tableau 22 fait état des performances normales atteintes avec les filtres *Superpress*. Selon Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993), les rendements typiques de déshydratation des boues sur filtre à bandes presseuses variant entre 21 et 26 % de siccité.

Hashimoto et Hiraoka (1990) ont examiné l'influence de diverses caractéristiques des boues sur la performance de la filtration sur bandes presseuses. Des études comparatives de coûts et de performance entre la filtration sur bandes presseuses et les autres techniques de déshydratation des boues sont trouvées dans la littérature (Smollen, 1990).

Tableau 22 Échelle de performance des filtres Superpress (Degrémont, 1989)

Type de boues	Type de filtres	Siccité initiale (%)	Polyélectr. (kg/tbs)	Capacité (kg/m.h)	Siccité finale (%)
Primaire dig. anaér. (SV < 50 %)	ST	6-9	1.5-3	400-500	30-35
	SP			500-700	28-32
	HD			600-800	34-38
Mixte non-dig.	ST	3.5-4.5	4-6	150-300	20-26
	SP			250-400	18-23
Mixte dig. anaér.	ST	2-3	5-6	120-250	19-24
	SP			200-300	17-22
Mixte dig. aérobie	ST	1.8-2.5	4-7	100-150	16-21
	SP			150-250	14-19
	SL			80-130	14-19
Physico-chimique (FeCl ₃ < 50 mg/L)	ST	6-8	2-4	300-450	29-35
	SP			400-700	26-32
	HD			400-700	30-35

De nouvelles générations de filtres à bandes presseuses plus performantes ont vu le jour récemment, notamment aux Pays-Bas (van der Roest *et al.*, 1993).

Une innovation intéressante, déjà examinée au laboratoire des technologies électrochimiques et des électrotechnologies d'Hydro-Québec à Shawinigan, comprend la combinaison d'une étape de séchage par radiation infrarouge à la filtration sur bandes presseuses. Cette méthode prometteuse, permettant de hausser le rendement de déshydratation des boues, devrait être explorée dans le cadre d'une étude pilote.

On note également les essais d'un nouveau système de déshydratation des boues de fosses septiques. Cette technique québécoise appelée (DAB_{MC}), qui est un combiné de procédés d'épaississement et de filtration, permet l'obtention de boues de fosses septiques déshydratées à des siccités comprises entre 19 et 24 % (Fréchette *et al.*, 1993). Des essais sont présentement en cours afin de tester ce procédé sur d'autres types de boues.

4.3.5 Pressoirs rotatifs

Le pressoir rotatif est une nouvelle technologie conçue et développée au Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) et commercialisée par les

Industries Fournier Inc.². Le principe de fonctionnement est simple. Les boues à déshydrater sont alimentées dans un canal rectangulaire à la périphérie d'une roue, dont les parois latérales sont constituées d'éléments filtrants rotatifs, lesquels laissent passer le liquide et retiennent les solides. La roue en mouvement exerce une force de compression et d'entraînement sur la matière à essorer. Cette force de compression conjuguée à la faible pression d'alimentation des boues et à la restriction exercée mécaniquement à la sortie permet d'obtenir un gâteau de siccité élevée. Ce procédé qui est simple d'opération et peut être opéré en mode continu, permet l'obtention de siccités de gâteau de boues élevées, des capacités de filtration compétitives et de bons taux de capture des solides. Ce système est aussi totalement fermé ce qui réduit considérablement la production d'odeurs. Le principe de fonctionnement de ce système a été décrit en détails par Barbulescu (1985) et Barbulescu et Barbulescu (1989).

Cette technologie a déjà été implantée dans quelques stations d'épuration québécoises. On note par exemple, l'installation de cinq unités (chaque unité a une capacité d'environ 0.6 tbs/heure) à la station de traitement des eaux de la CUM, quatre unités à la station de Longueuil, deux unités à la station de Auteuil, deux à la station de St-Jean-d'Iberville et une unité à l'usine de Donnacona. Une deuxième génération du presseur rotatif est en cours d'expérimentation à la station d'épuration de la CUQ-Est.

4.3.6 Presses à vis

Les presses à vis sont constitués d'une vis (simple ou double) qui tourne lentement dans un cylindre perforé à large maille en comprimant les boues. La compression est possible en limitant la sortie du gâteau par formation d'un bouchon de boues déshydratées à la sortie du système. Les principaux avantages de cette technologie sont le peu de dépense énergétique nécessaire, ainsi que la compacité du système. Ces appareils ne permettent d'essorer efficacement que des boues très fibreuses tel que les boues primaires de papeterie (Degremont, 1989; Metcalf & Eddy, Inc., 1992).

4.3.7 Lits de séchage

Le séchage des boues sur des lits de sable drainés, longtemps la technique la plus utilisée, est en régression du fait des grandes surfaces de terrain nécessaires, des dépenses de main-d'oeuvre qu'elle entraîne, ainsi que des performances dépendantes des conditions climatiques. Dans les régions tempérées, la durée possible de séchage naturel est d'une centaine de jours. Les temps de séchage varient habituellement de trois semaines à un mois et demi selon les conditions climatiques, pour sécher 30 à 40 cm de boues

² LES INDUSTRIES FOURNIER INC., 325 boul. Frontenac, Black Lake, Québec, Canada, G0N 1A0, tél: (418) 423-4241, fax: (418) 423-7366.

liquides. La déshydratation sur lit de séchage comporte une première phase de drainage et une seconde d'évaporation. La siccité peut atteindre 40 et même 60 % en cas d'ensoleillement optimal (Adrian, 1978; Degrémont, 1989).

L'utilisation de l'énergie solaire pour chauffer l'air insufflé dans des installations fermées de lits de séchage a également été explorée en Égypte (Hossam *et al.*, 1990). Cette pratique n'est toutefois pas envisageable dans les régions tempérées.

Au cours des dernières années, une méthode de déshydratation sur lit de séchage assisté d'un système de vide a été proposée. Le principal avantage de cette approche est de réduire le temps de déshydratation des boues et ainsi, de diminuer les effets inhérents aux conditions climatiques. Ce nouveau système a été discuté par Metcalf & Eddy, Inc. (1992).

Une amélioration du rendement des lits de séchage peut être obtenue par un apport de polyélectrolytes, ce qui permet de hausser considérablement les vitesses de drainage (Banks et Lederman, 1990). Dès que la dimension de la station le permet, la solution la plus sûre est de prévoir un poste de filtration mécanique de secours pour les périodes de l'année où les lits ne sont plus opérationnels.

L'utilisation combinée de lits de séchage pour la période estivale et de lits de congélation-décongélation pour la période hivernale est également d'intérêt, particulièrement pour des régions tempérées comme le Québec. Cette combinaison a d'ailleurs été suggérée par Marklund (1990) de Suède. La déshydratation sur lits de séchage de boues d'étangs aérés facultatifs conditionnées chimiquement ou par gel-dégel a d'ailleurs été testée avec succès au Québec (Desjardins *et al.*, 1991).

4.3.8 Lits de congélation

La capacité de la congélation-décongélation de favoriser la déshydratation des boues est connue depuis plusieurs décennies. Une des premières observations en ce sens a été faite par Babbitt (1931), qui a noté que les boues se drainent et se sèchent beaucoup mieux au printemps, lorsque celles-ci subissent une congélation pendant la période hivernale. Cet effet de déshydratation est attribuable à la formation de cristaux de glace qui croissent en incorporant des molécules d'eau pure dans leur structure. Ce faisant, les impuretés, comme les solides des boues, sont rejetées par le front de glace où elles sont comprimées et déshydratées. Lors de la fonte de la glace, les solides des boues demeurent dans leur état comprimé, ce qui favorise le drainage et la déshydratation des boues (Vesilind et Martel, 1990; Vesilind *et al.*, 1991).

Après plusieurs années de recherche, le « U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory » a développé une nouvelle unité

opérationnelle de déshydratation appelée lit de congélation « freezing bed » (Martel, 1991, 1993). Ce système économique est la version nordique des lits de séchage et semble fort intéressant pour les conditions climatiques rencontrées au Québec. Il est constitué d'un bassin rectangulaire en béton, assez profond pour recevoir plusieurs couches de boues (environ 8 cm à la fois), lesquelles sont acheminées par une conduite, après gel des couches déposées antérieurement, à la surface du bassin. Durant la saison hivernale, une épaisseur d'environ 1 m de boues peut être congelée. Le fond du lit est équipé d'un circuit de drainage avec une couche de sable (Martel, 1989a, b). Les résultats obtenus sur des boues digérées aérobies et anaérobies montrent des teneurs finales en solides se situant entre 24 et 40 % (Martel, 1993; Martel et Diener, 1991).

Des essais de gel-dégel de boues chimiques d'étangs aérés facultatifs effectués à la station d'épuration de Sainte-Julie (Québec) se sont avérés prometteurs avec une siccité moyenne des boues déshydratées de près de 44 % (Goyette *et al.*, 1994).

4.3.9 Micro-ondes

L'enlèvement de l'eau des boues par chauffage aux micro-ondes a été exploré par Collins *et al.* (1991). Les analyses effectuées démontrèrent que l'emploi de cette technologie pour déshydrater les boues d'approximativement 5 à 30 % de solides, nécessite une consommation excessive d'énergie électrique, non-compatible à une utilisation industrielle. Par contre, cette voie est apparue intéressante pour améliorer (jusqu'à environ 50 % de siccité), le niveau de déshydratation des boues atteint par les techniques usuelles, soit environ 30 à 35 % de solides. Cette hausse de la siccité des boues peut être profitable pour certaines options de disposition finale, dont l'incinération.

4.4 Séchage thermique

Le séchage thermique consiste à évacuer par évaporation l'eau interstitielle présente dans les boues. Le séchage peut être partiel avec une teneur en eau résiduelle de 30 à 10 %, ou pratiquement total avec une teneur en eau de 5 à 10 %. Le séchage thermique non suivi par l'incinération s'effectue lorsque le produit final est dédié à la valorisation agricole ou sylvicole et lorsque les conditions d'enfouissement imposent une structure solide du déchet. Le séchage et l'incinération ne sont habituellement appliqués qu'à des boues ayant subi une déshydratation préalable car l'élimination mécanique de l'eau est beaucoup moins coûteuse que son évaporation.

Dans le cas du séchage thermique, l'énergie utile provient entièrement d'une source exogène, soit par consommation de carburant ou d'énergie électrique. Pour leur part, Beauregard et Boutard (1993) de l'UQAM font état de la possibilité d'utiliser une pompe à chaleur pour récupérer la chaleur des eaux usées, et d'employer cette chaleur, pour la déshydratation et le séchage de

boues d'épuration préalablement épaissies par décantation. Habituellement, le séchage des boues se fait selon deux modes d'action, soit le séchage par contact et le séchage par convection. Le séchage thermique des boues a été décrit de manière exhaustive dans les documents de Degrémont (1989), Gross (1993) et Metcalf & Eddy, Inc. (1992).

4.4.1 Séchage par contact

Cette technique, aussi appelée séchage indirect, comprend l'utilisation de séchoirs constitués d'une enveloppe cylindrique fixe, souvent chauffée, dans laquelle tournent un ou plusieurs rotors. Ces rotors comportent des unités creuses de malaxage, dans lesquels circule de la vapeur sous pression ou une huile chaude (Gruber *et al.*, 1990; Low, 1991). L'absence de contact entre le fluide chauffant et les boues permet de supprimer les nuisances olfactives. Les équipements de séchage thermique indirect présentent également l'avantage d'être compacts, peu bruyantes et relativement propres. Le principal problème associé à ce type de séchoir est le collage des boues sur les parois et le rotor, ce qui entraîne un mauvais transfert de chaleur. Une description technique de ces types de séchoir est présentée dans les documents de Degrémont (1989) et de Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993).

Un système de vis chauffante par induction magnétique a été proposé par les chercheurs de la Direction des Études et Recherches d'EDF (Paya, 1991). Ce procédé s'opère en tirant profit des propriétés magnétiques des métaux. Le cylindre est en acier inoxydable (acier amagnétique) de faible épaisseur, ce qui le rend presque transparent au champs magnétique. L'arbre et l'hélice sont en acier magnétique et sont chauffés par induction à une fréquence de fonctionnement de 50 Hz.

4.4.2 Séchage par convection

Dans le cas du séchage par convection, aussi nommé séchage direct, l'évaporation de l'eau s'effectue par contact direct des boues avec des gaz chauds ou de la vapeur (Gruter *et al.*, 1990). Les gaz extraits sont constitués par l'eau d'évaporation et les gaz de séchage. Cette technique entraîne la production d'un volume considérable de fumées malodorantes. Des installations onéreuses sont requises pour l'enlèvement des poussières fines, pour le lavage et pour la désodorisation. La source d'énergie peut provenir des gaz de combustion d'une chaudière à gaz, d'une chaudière à déchets (écorce de bois par exemple), ou encore des gaz chauds provenant d'un four d'incinération de déchets domestiques.

Dans ce dernier cas, les buées sortant du séchoir sont ramenées aux fours d'incinération, comme air tertiaire. Les températures des chambres de combustion, habituellement plus élevées que 800 °C, éliminent tous les résidus odorants. Étant donné que les usines d'incinération d'ordures sont équipées d'installations d'épuration des gaz d'évacuation, aucun équipement

supplémentaire n'est nécessaire, ce qui permet de minimiser les coûts de construction pour ce genre d'installation. La Communauté Urbaine de Québec utilise trois unités de séchage de ce type (Nault, 1991).

Les séchoirs rotatifs tubulaires sont les équipements les plus répandus pour le séchage direct des boues d'épuration. Le séchoir rotatif est constitué d'un cylindre tournant (1 à 2.5 m de diamètre et une dizaine de mètres de longueur), légèrement incliné sur l'axe horizontal, et supporté par deux anneaux de roulement. L'intérieur du cylindre est doté de divers organes de brassage assurant une progression lente des boues. Comparativement au séchage indirect, le séchage direct requiert un suivi plus exhaustif: risque de fumées malodorantes, pertes calorifiques plus importantes, mise en régime plus lente, bruits. Les dépenses d'énergie sont également un peu plus élevées dans le cas de postcombustion des gaz chauds pour leur désodorisation.

D'autres types de séchoirs directs peuvent aussi être employés: séchoir à lit fluidisé, séchoir « flash », séchoir « ring » et séchoir à soles étagées. Le séchoir à lit fluidisé est un séchoir à convection, dans lequel des particules de boues constituent un lit fluidisé, plus ou moins épais, au-dessus d'un plancher traversé par un flux de vapeur ou de gaz chauds ascendant bien réparti. Le séchoir « flash » quant à lui, est constitué d'une cheminée verticale traversée par des gaz chauds à 600 à 700 °C, dans laquelle des boues préalablement mélangées à des boues séchées et broyées sont injectées (Degrémont, 1989). Le séchoir « ring » est une nouvelle variante du séchoir « flash » commercialisé par la firme BARR & MURPHY³ et qui comprend un système interne de recyclage de l'air afin d'augmenter l'efficacité de séchage des matières.

Un autre système de traitement thermique est le séchoir à circulation d'air en circuit fermé. Dans ce système, les boues déshydratées sont mélangées avec du produit déjà séché, afin d'obtenir une structure granuleuse. L'énergie requise pour le séchage est produite dans une chambre de combustion utilisant le gaz naturel ou du biogaz. Les gaz de combustion transmettent leur énergie par un échangeur de chaleur sur le circuit d'air de séchage, qui a une température à l'entrée du tambour d'environ 450 °C. Les gaz de combustion quittent l'échangeur par la cheminée à une température de près de 160 °C. Le mélange air/vapeur passe par un filtre à manches qui capte les particules de poussières, ceci permettant d'éviter l'incrustation de l'échangeur. Une partie de ce mélange est évacuée vers un condenseur avec injection d'eau. L'énergie thermique présente dans les condensats (85 à 90 °C) peut être employée pour le réchauffement des digesteurs de la station. Les gaz incondensables sont retournés vers la chambre de combustion de l'échangeur comme air secondaire (Nault, 1991).

³ BARR & MURPHY (CANADA) LTEE/LTD, 92 Boulevard Prevost, Boisbriand, Québec, Canada, J7G 2S2, tél: (514) 437-5252, fax: (514) 437-6740.

Un exemple de ce type de séchoir est en opération à la station d'épuration de la Communauté Urbaine de l'Outaouais, qui effectue également une granulation des boues déshydratées. Ces granules considérés comme un excellent fertilisant sont d'ailleurs commercialisés avec un succès digne de mention (*La Presse et le Soleil, samedi le 20 août 1994*). Une nouvelle approche de granulation des boues séchées a été développée par Wolstenholme (1990). Cette technique a fait l'objet d'un financement important de l'agence de protection environnementale américaine.

4.4.3 Séchage sans air

Au cours des dernières années, une nouvelle approche a été développée pour le séchage des boues, soit le séchage par vapeur d'eau surchauffée et compression mécanique de vapeur (Costa, 1993). Sécher en vapeur d'eau surchauffée (VES) sous pression signifie que la vapeur séchante se trouve dans l'enceinte de séchage sous pression supérieure à la pression atmosphérique. Cette VES est donc un gaz qui, comme l'air, peut être chauffé ou refroidi. Lorsque ce gaz est mis en contact avec un produit humide, il s'établit un transfert de masse. La VES se refroidit et le produit se sèche peu à peu. Griffiths (1994) et Butcher (1994) décrivent un tel procédé opéré en deux phases. Ce système comprend un séchoir isolé alimenté par des gaz de combustion et contenant un ventilateur interne. Un condenseur externe permet une récupération énergétique par production d'eau chaude. Dans une première étape, la température à l'intérieur du séchoir est haussée à plus de 100 °C par les gaz de combustion, ce qui entraîne une augmentation de la pression interne du séchoir. Le surplus d'air est ventilé à l'extérieur du séchoir ce qui entraîne la génération de vapeur à partir du matériel à sécher. La première phase est complétée lorsque la température interne est stable, lorsque l'air ambiant a été complètement sorti du séchoir et remplacé par la vapeur d'eau surchauffée. Dans une deuxième phase, la vapeur surchauffée est condensée à l'extérieur du séchoir et retournée dans le séchoir afin de sécher davantage le matériel. Les principaux avantages de cette technique sont le très bon transfert de masse qui est atteint entre le matériel à sécher et la vapeur surchauffée, ainsi que le rendement élevé de récupération énergétique, soit environ 90 %.

4.4.2 Séchage par infrarouge

La compagnie Sludge Drying Systems Inc.⁴ offre depuis peu une série de séchoirs à boues par utilisation d'infrarouge, capables de déshydrater à environ 95 % de siccité, des boues présentant un contenu en solides initial d'environ 15 %. Une innovation intéressante, déjà envisagée au laboratoire des technologies électrochimiques et des électrotechnologies d'Hydro-Québec à

⁴ SLUDGE DRYING SYSTEMS INC., Highway 723, 543 Curtainwall, Lafayette, Louisiana, 70505, P.O. Box 51533, tél: (318) 233-2313, fax: (318) 237-2767.

Shawinigan, comprend la combinaison d'une étape de séchage par radiation infrarouge à la filtration sur bandes presseuses.

5. Disposition et valorisation des boues

Diverses alternatives sont possibles pour la disposition finale des boues dans l'environnement. Les procédés de séchage thermique et d'incinération peuvent être employés pour effectuer une diminution importante du volume total de boues à disposer, tout en assurant une destruction efficace des germes pathogènes. Toutefois, ces avantages doivent être évalués par rapport aux coûts associés à ces pratiques. En ce qui concerne la disposition finale des boues d'épuration, deux approches principales sont envisageables, soit le recyclage (fertilisation des sols, production de combustibles ou de matériaux utiles, etc.) ou encore l'élimination (incinération, enfouissement, etc.). Ce chapitre présente donc un survol des pratiques usuelles en matière de disposition et de valorisation des boues d'épuration municipales, ainsi que les nouvelles approches ayant été suggérées au cours des dernières années, à travers le monde.

5.1 Incinération

L'incinération offre certes des avantages significatifs par rapport aux autres moyens de disposition des boues; elle réduit à environ 20 % le volume que constitue les solides des boues et élimine quelques problèmes environnementaux potentiels en détruisant complètement les organismes pathogènes et en dégradant plusieurs composés organiques toxiques. Les métaux, cependant, se retrouvent dans les cendres compromettant ainsi la disposition sécuritaire de ces résidus (U.S. E.P.A., 1984). L'incinération est une pratique particulièrement onéreuse (> 500 \$Can/tbs, U.S. E.P.A., 1984) car la déshydratation, le séchage, la combustion et l'épuration des gaz de combustion requièrent des quantités appréciables d'énergie. L'entretien des installations est également dispendieux et l'opération du four ne peut être assignée qu'à du personnel hautement qualifié (E.P.A., 1984; Webber, 1986). L'émission possible de substances toxiques tels que l'arsenic, le mercure, le plomb, le nickel, le zinc et le cadmium lors de la combustion des boues représente aussi une contrainte à cette pratique. Par exemple, Nriagu et Pacyna (1988) ont estimé qu'environ 3 millions de tonnes de boues (tbs) sont incinérées chaque année, entraînant ainsi l'émission dans l'atmosphère de 3 à 36 tonnes de cadmium, de 240 à 300 tonnes de plomb et de 150 à 400 tonnes de zinc.

Plus de 16 % des boues d'épuration générées aux États-Unis sont incinérées (U.S. E.P.A., 1993). Cette pratique est également largement répandue au Japon, où plus de 200 incinérateurs à boues sont en opération pour le traitement annuel de plus de 400 000 tbs (Fukuda, 1994). L'incinération des boues redevient également à la mode au Royaume-Uni étant donné les restrictions plus sévères apportées à l'épandage agricole (resserrement des limites et charges permises en métaux lourds), à l'enfouissement sanitaire, ainsi qu'à la disposition des boues en mer (Lowe et Groeger, 1991).

Une étude détaillée des avantages, désavantages et des coûts de l'incinération des boues est présentée par Farrell *et al.* (1990). Pour leur part, Kamp

et Smart (1993) ont résumé l'état de l'art de l'incinération des boues d'épuration en Europe. Les procédés d'incinération pour la destruction des boues d'épuration ont été revus récemment dans les études du NTIS (1993d, e, f) et de Baturay *et al.* (1992).

L'incinération conduit à l'élimination totale de l'eau interstitielle et également à la combustion des matières organiques des boues. Lors de l'incinération des boues, l'énergie requise provient en grande partie de la combustion des matières organiques des boues. En fait, la limite d'autocombustibilité des boues résiduelles d'assainissement se situe entre 28 et 38 % de solides dans le gâteau de boues, selon le type d'incinération et surtout le degré de récupération de la chaleur des fumées de combustion (Degrémont, 1989). Une analyse détaillée de la valeur calorifique des boues d'épuration a été effectuée par Reinmann (1990). Plusieurs types de fours peuvent être utilisés pour l'incinération des boues municipales.

5.1.1 Four rotatif tubulaire

Le four rotatif tubulaire peut être employé pour le séchage et pour l'incinération des boues. Dans ce four, les gaz chauds sont injectés à contre-courant du cheminement des boues. Le contrôle du four est basé essentiellement sur la température des gaz de sortie (300 °C environ). La conduite du four est relativement facile, mais elle doit être de préférence en mode continue, car les démarrages sont assez longs et nécessitent des dépenses énergétiques appréciables.

5.1.2 Four à soles étagées

Ce type de four est simple d'opération et permet une évacuation quasi-totale des cendres sèches dans le bas du four. On distingue principalement deux types de four à soles étagées, soit le four classique et le four de pyrolyse-combustion. Le four à soles étagées classique est constitué d'une série de plateaux que les boues parcourent en descendant. Le passage d'une sole à l'autre est réalisé par un ensemble de racleurs rotatifs, mus par un arbre vertical accouplé à un groupe d'entraînement extérieur au four. La température de sortie des gaz se situe entre 400 et 500 °C. Les gâteaux de boues sont donc progressivement séchés dans les trois ou quatre étages supérieurs et tombent ensuite sur les soles de combustion en atmosphère très oxydante, où s'effectue l'inflammation totale des matières organiques. Ce four entraîne une consommation d'énergie électrique modérée, les boues étant brûlées à des températures assez basses de 750 à 850 °C.

La pyrolyse-combustion des gâteaux de boues correspond au séchage et à la pyrolyse préalable de la matière organique, en utilisant la chaleur libérée par combustion de la partie non-gazéifiée du carbone organique. Les fours à étages sont utilisables du fait du cheminement lent des boues vers le bas du four ce qui permet: un séchage des gâteaux, un échauffement progressif de la

matière organique, la pyrolyse des matières organiques en atmosphère pauvre en oxygène grâce à l'apport de chaleur (température de 800 à 1 000 °C) venant des soles inférieures, et la combustion des pyrolysats. Le four utilisé est similaire à la combustion classique, toutefois toute entrée d'air parasite doit être évitée.

5.1.3 Four à lit fluidisé

Le four à lit fluidisé est constitué d'une enceinte verticale fermée, de forme généralement cylindrique, contenant un lit de sable très chaud (750-850 °C), maintenu en suspension par un courant d'air ascendant injecté à sa base, au travers d'une grille de répartition munie de nombreux diffuseurs. Le lit de sable a un rôle thermique et mécanique, soit la désagrégation des mottes de gâteau déshydraté. La totalité des matières brûlées se retrouve sous forme de cendres volantes dans les fumées, qui sortent du four entre 800 et 900 °C.

5.1.4 Four à pulvérisation

Dans ce type de four, les boues sont préséchées avant injection. Ces fours sont prévus avec une simple enceinte, revêtue de réfractaire, équipée uniquement d'un brûleur à poudre. La pulvérisation de boues humides est également possible par utilisation des brûleurs spécialement conçus.

5.1.5 Co-incinération

L'incinération simultanée de boues d'épuration avec les ordures ménagères est souvent envisageable, mais nécessite une étude économique sérieuse: stockage et transport des boues déshydratées, proportions entre les boues et les ordures, bilan thermique, solutions de rechange en cas de nécessité. L'une des voies les plus prometteuses d'injection des boues dans le four est de pré-séchées les boues avant de les envoyer dans le foyer du four. Ce séchage peut se faire par récupération des gaz chauds sur un séchoir direct, avec renvoi, dans le foyer du four, des fumées de séchage. Une autre possibilité est la récupération de vapeur pour alimenter un séchoir direct.

5.2 Valorisation des boues sur les terres

Les boues d'épuration possèdent de très bonnes propriétés fertilisantes, notamment en termes de teneurs en azote et phosphore, les rendant particulièrement intéressantes pour diverses applications, tels que leur utilisation en agriculture, en sylviculture ou en horticulture. Les boues peuvent aussi être employées pour la réhabilitation de sols. Les sections suivantes décrivent donc quelques unes des possibilités de valorisation des boues sur les terres.

5.2.1 Compostage

Les difficultés de stocker, de manipuler et de transporter des gâteaux de boues collants, de même que les risques associés à la présence de microorganismes pathogènes et à la putrescibilité des boues, font en sorte de mettre en valeur le compostage des boues d'épuration comme voie de valorisation de cette biomasse. Ainsi, le compostage des boues déshydratées avec un support carboné structurant permet, certes avec des investissements supplémentaires, de faciliter l'évacuation des boues résiduelles organiques et d'obtenir un amendement organique commercialisable (maraîchage, horticulture florale, pépinières, viticulture, sylviculture, etc.), si les teneurs en métaux lourds sont acceptables.

Le compostage est la décomposition et la stabilisation, par voie biologique aérobie thermophile, de substrats organiques contenus dans des déchets solides. Cette oxydation par des microorganismes divers, s'accompagne d'une augmentation de température pouvant atteindre entre 65 et 70 °C, ce qui entraîne une destruction des germes pathogènes et une diminution de l'humidité du produit. Une revue des aspects microbiologiques et des principes de base du compostage a été préparée récemment par Golueke (1992).

La génération importante d'odeurs lors du compostage des boues représente le principal obstacle à ce mode de traitement et de valorisation des boues (Li *et al.*, 1991). Il faut également prendre note que le compostage ne peut, à lui seul, servir au traitement d'une proportion élevée des boues générées dans les stations d'épuration. Toutefois, des unités de plus en plus volumineuses de compostage des boues sont implantées à travers le monde. Par exemple, le Département des Eaux de Philadelphie opère une station de compostage pouvant traiter annuellement plus de 60 000 tonnes sèches de boues (Toffey, 1990). On remarque également un accroissement très rapide du nombre d'unités de compostage implantées pour le traitement des boues résiduelles d'assainissement. Par exemple, une étude menée en 1990 recensait 133 installations en opération aux États-Unis, comparativement à 61 unités en 1983 (Goldstein et Riggle, 1990).

Ils existent deux principaux procédés de compostage des boues, soit à l'air libre avec des piles retournées mécaniquement, soit par aération forcée avec compostage en tas ou en réacteur fermé. Des informations complémentaires concernant les divers variantes du compostage sont disponibles dans les documents préparés par Clifton *et al.* (1991), van Oostrom *et al.* (1991) et l'agence de protection environnementale américaine (U.S. EPA, 1989b).

Les différentes techniques et équipements employés pour le compostage de boues d'épuration dans des petites et grandes unités de traitement sont exposées dans les documents du NTIS (1993g, h, i).

5.2.2 Épandage agricole

La valorisation agricole des boues, l'option privilégiée par les autorités gouvernementales, est largement pratiquée à travers le monde. Aux États-Unis, en 1976, cette pratique a été utilisée pour la disposition de 26 % des boues d'épuration produites par les municipalités. En 1990, elle passait à 33 % du volume total des boues produites (Elliot, 1986; U.S. EPA, 1993). En Europe en général, environ 40 % des boues sont utilisées en agriculture (Bradley *et al.*, 1992; Bruce et Davis, 1989). Au Canada, 29 % du volume total estimé de boues municipales est déposé sur des terres agricoles (Webber, 1988).

L'épandage des boues d'épuration sur des terres agricoles est justifiable. Les boues contiennent des éléments fertilisants et possèdent des propriétés recherchées pour l'amendement des sols. Le Tableau 23 indique les teneurs moyennes en azote, phosphore et potassium des boues résiduelles de quelques stations d'épuration de la province de Québec (Gouvernement du Québec, 1984), des États-Unis (U.S. E.P.A., 1983) et du Royaume-Uni (Doyle *et al.*, 1978). La valeur fertilisante, en équivalent d'engrais chimiques, des boues d'épuration de Jonquière a été estimée à 77 \$Can/tbs, par Gazon Savard inc. (Lalumière et Gagnon, 1991).

En comparant la composition en éléments fertilisants des boues d'épuration avec les besoins nutritifs de différents végétaux (Tableau 24), il appert que la teneur des boues en azote et en phosphore représente un intérêt agronomique certain. De plus, comme amendement organique, les boues contribuent à équilibrer le bilan humique du sol. En particulier, elles améliorent la structure du sol, le pouvoir de rétention d'eau, la capacité d'échange ionique et l'activité biologique (Environnement Canada, 1985; Gouvernement du Québec, 1984; Hattori, 1988).

Si la valorisation agricole des boues résiduelles semble être l'avenue la plus prometteuse comme méthode de disposition, les concentrations élevées de métaux lourds et la présence de microorganismes pathogènes retrouvés dans ce rejet urbain constituent les principaux obstacles à la pratique de cette activité (Alloway et Jackson, 1991; Bruce et Davis, 1989; Korentajer, 1991; Mininni et Santori, 1987; Scheltinga, 1987).

Un guide de bonnes pratiques de la valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales a été élaboré par le Ministère de l'Environnement et le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (Gouvernement du Québec, 1991a). Une étude récente portant sur la faisabilité technico-économique de la valorisation agricole des boues a été réalisée pour les boues d'épuration générées à la municipalité de Jonquière, et démontre l'intérêt de cette pratique (Lalumière et Gagnon, 1991).

Tableau 23 Valeur fertilisante des boues d'épuration du Québec, des États-Unis et du Royaume-Uni (% de matière sèche)

	N	P	K
Québec	5.1	2.0	0.2
États-Unis	3.9	2.5	0.4
Royaume-Uni	2.4	1.3	0.3

Tableau 24 Utilisation annuelle de l'azote, du phosphore et du potassium par différentes cultures végétales (U.S. E.P.A., 1981)

Cultures	Rendements (t ha ⁻¹)	Besoins nutritifs (kg ha ⁻¹)		
		N	P	K
avoine	3.5	128	18	134
blé	7.3	194	36	130
laitue	49.1	106	13	184
patate	29.4	128	20	213
pomme	36.8	111	20	166
raisin	36.8	117	20	115
tomate	73.6	278	36	443

Même si l'épandage agricole est très répandu en Europe et aux États-Unis, il semble en décroissance à cause de la non acceptabilité du produit par la population. Notamment à cause des teneurs en métaux et des risques associés à la présence de microorganismes pathogènes. Par exemple, les Pays-Bas ont établi des normes sur les métaux qui empêcheront pratiquement tout épandage agricole dans le futur (Couillard, 1994). Vers la fin des années 1980, plus de 50 % des boues en Europe et aux États-Unis ne pouvaient être épandues car les teneurs en métaux dépassaient les normes prescrites. En fait, il est évident que les concentrations limites (phytotoxiques) dans le sol seront éventuellement atteintes et que les problèmes se poseront bien avant ce stade. Aux États-Unis, le débat est de savoir si ce sera en une, deux ou trois décennies (Brinsko, 1989).

La législation américaine proposée en 1989 par le U.S. E.P.A. aurait diminué la durée d'utilisation d'un sol de 27 ans à une période de 6 à 12 ans (Kuchenrither, 1989). Il n'est donc pas surprenant que les activités de puissants

groupes de pression des plus grandes villes américaines aient conduit à l'adoption d'une loi par le gouvernement américain qui se situe, en terme de permissivité, entre l'ancienne loi et la réglementation proposée en 1989⁵. Un concept de « boues d'épuration propres » a aussi été élaboré. Ce concept fait en sorte qu'il n'y a aucune restriction d'imposer sur la disposition de ces boues (propres) qui possède de relativement faibles teneurs en métaux et sont exemptes de pathogènes. De plus, aucun suivi environnemental n'est requis pour ces boues propres et la dose n'est pas limitée en fonction d'une charge en métaux apportée au sol. Ceci permet donc de gérer à plus faible coût ces boues propres.

Le concept de boues propres devient de plus en plus populaire aux États-Unis. C'est un concept de base qui devrait permettre à un procédé économiquement compétitif de décontamination de pénétrer le marché américain. De plus, au Canada et au Québec, il s'agit d'un concept parfaitement intégré à la notion de développement durable; compte tenu de l'engagement des différents paliers de gouvernement à cet égard, on peut penser qu'il ouvrira la porte à la commercialisation de technologies destinées à la production de telles boues.

Mentionnons l'exemple de l'Ontario qui s'engage progressivement vers cette politique de « boues propres ». De l'aveu même des autorités, l'épandage de boues d'épuration, selon les indications des présentes directives ontariennes, peut, en moins de 25 à 55 ans, augmenter les concentrations en métaux dans un sol ontarien typique jusqu'aux limites maximums recommandées (Ontario, 1992). Face à cette situation alarmante, ce gouvernement a adopté une politique de réduction des teneurs de métaux dans les boues, avec l'objectif de réduire par 4 à 6 fois la teneur tolérée actuellement, ce qui se rapproche de la notion de boues propres.

Présentement, au Québec, l'épandage agricole des boues d'épuration est peu pratiqué, voire même découragé par les directives gouvernementales. D'un côté, on reconnaît que les boues provenant de certaines municipalités sont contaminées par les métaux. D'un autre côté, la solution préconisée pour l'épandage des boues dans le Guide de bonnes pratiques agricoles, compte tenu de ce problème de contamination, est de limiter l'épandage à l'hectare à 135 kg d'azote disponible sur 5 ans, alors qu'en fait, la plupart des sols nécessitent environ 500 kg d'azote disponible sur 5 ans. L'agriculteur ne peut donc pas se fier à un approvisionnement suffisant en boues pour combler ce besoin de fertilisant, devant se contenter d'une application par période de cinq ans.

⁵ *Même actuellement, aux États-Unis, les charges de métaux et de solides épandues sont de plusieurs fois supérieures (jusqu'à 7 fois dans certains cas) à ce qui est permis au Canada et dans la plupart des pays d'Europe.*

De plus, au Québec, le Guide de bonnes pratiques considère comme de l'azote disponible une fraction importante de l'azote organique présente dans les boues, ce qui réduit d'autant la charge de boues applicable sur les terres. Cette limitation supplémentaire oblige à utiliser de grandes surfaces de sol pour la disposition des boues, ce qui désavantage économiquement l'épandage agricole qui devient ainsi plus coûteux.

Cette limitation ne prévaut pas dans les directives Ontariennes et Américaines. Aux États-Unis, par exemple, les tonnages à l'hectare sont souvent de 3 à 5 fois supérieures à ce qui est permis au Québec. Cette contrainte spécifique au Québec a des conséquences importantes: par exemple, dans une étude réalisée pour le compte de la CUQ, l'INRS a conclu que cette dernière n'avait accès économiquement qu'au quart des terres qu'elle aurait besoin pour faire l'épandage agricole (Couillard *et al.*, 1987). Devant cette situation, la CUQ a choisi le séchage suivi de la co-incinération des boues, solution d'une qualité sociale inférieure à l'épandage agricole.

Ainsi, en multipliant par un facteur de près de quatre (500/135) la période d'accumulation des métaux dans les sols, soit d'environ 150 ans, le Guide de bonnes pratiques agricoles favorise un mode de disposition des boues peu intensif.

Pour encourager l'épandage des boues comme pratique de disposition durable, les différents gouvernements n'ont d'autres choix que de favoriser la production de « boues propres », ceci permettant de réduire considérablement les coûts de disposition et les obligations de suivi environnemental qui font indirectement partie des coûts, tout en s'assurant de maximiser les retombées sociales des pratiques de disposition.

5.2.3 Épandage sylvicole

Contrairement aux cultures agronomiques, la fertilisation de forêts naturelles ou artificielles n'est pas essentielle en soi pour leur croissance. Cependant, la production de matière ligneuse est augmentée quand cette activité est pratiquée. La fertilisation est donc un outil adéquat lorsqu'on désire retirer plus de ressources du milieu sans devoir agrandir le territoire d'exploitation.

Le recyclage des boues en sylviculture, bien que difficilement réalisable en pratique (U.S. E.P.A., 1984), semble être une voie attirante pour tirer profit de l'excellent fertilisant forestier que constituent les boues résiduelles (Couillard, 1988, 1989; Couillard et Grenier, 1987). La valorisation sylvicole des boues a été testée sur diverses espèces de cultures dont des pins (Berry et Marx, 1980; Brockway, 1983; Fiskell *et al.*, 1982), des mélèzes laricin (Grenier, 1985), des épinettes blanches (Gagnon, 1972, 1974) et des peupliers hybrides (McIntosh *et al.*, 1984).

En fait des programmes intensifs de recherche pour la valorisation des boues en sylviculture ont été instaurés, entre autres, aux États-Unis (Nichols, 1991), au

Royaume-Uni (Bayes *et al.*, 1991; Taylor et Moffat, 1991), en Écosse (Arnot *et al.*, 1991), au Danemark (Olesen et Mark, 1991) et en France (Lavergne, 1991).

L'apport des boues en éléments nutritifs contribue à maintenir ou à améliorer la fertilité des sols, à court et à long termes, surtout dans les stations forestières où la faible fertilité est le facteur limitatif de la croissance des arbres naturels ou plantés (Gouvernement du Québec, 1991b). L'azote a été identifié comme l'élément nutritif le plus souvent déficient dans la forêt québécoise résineuse et feuillue (Vézina et Roberge, 1991).

Les boues aident aussi à l'amendement organique, à équilibrer le bilan humique du sol et, en particulier, à maintenir la structure du sol, son pouvoir de rétention de l'eau et des éléments nutritifs, sa capacité d'échange cationique et son activité biologique (Gouvernement du Québec, 1991b).

La valorisation sylvicole des boues d'épuration présente un intérêt économique pour plusieurs municipalités, puisqu'elle peut résulter en une réduction des coûts de gestion des boues, particulièrement dans les cas de rareté des sites d'enfouissement sanitaire. Un Guide de bonnes pratiques de la valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales a été élaboré par le Ministère de l'Environnement, le Ministère des Forêts et la Ministère de la Santé et des Services sociaux (Gouvernement du Québec, 1991b).

5.2.4 Réhabilitation de sol

Les boues d'épuration sont couramment utilisées comme matériau de remblayage ou de recouvrement pour la réhabilitation de sols contaminés. Byrom et Bradshaw (1991) ont d'ailleurs fait état du potentiel d'application des boues pour la restauration de sols. Une des applications les plus importantes des boues dans la réhabilitation de terrain est certainement la restauration de sites miniers (Pulford, 1991; Metcalfe et Lavin, 1991; Sopper, 1991; Werner *et al.*, 1991). La restauration de sites acides avec des boues d'épuration industrielles a également été réalisée (Daudin *et al.*, 1991). Au Québec, les boues d'épuration ont été considérées comme matériau de recouvrement de haldes à résidus miniers d'amiante et de terrils miniers sulfureux (Karam, 1991).

5.3 Enfouissement sanitaire

L'enfouissement des boues dans des décharges contrôlées a longtemps été et continue d'être une technique de disposition des boues largement utilisée; près de 44 % des boues produites en Europe, et 34 % aux États-Unis sont ainsi éliminées (Bradley *et al.*, 1992; U.S. E.P.A., 1993). Toutefois, la réduction du nombre de sites appropriés et la hausse de la taxe d'enfouissement causent une diminution appréciable de l'intérêt de cette option (U.S. E.P.A., 1984; Webber, 1986). Ainsi, au Canada 37 % des boues produites étaient enfouies en 1981, alors qu'en 1987 cette proportion passait à environ 20 %. La contamination des eaux souterraines par les métaux lourds présents dans les boues constitue également un

facteur exerçant de plus en plus de pressions pour que cesse cette pratique (U.S. EPA, 1984; Webber, 1986). Des revues exhaustives de la disposition des boues par enfouissement et remplissage de sites ont été produites par Beker et van den Berg (1991); Griffin *et al.* (1992), Hill (1991) et van den Berg *et al.* (1991).

5.4 Rejet en mer

L'élimination des boues par rejet en océan a été largement utilisée par les grandes villes côtières américaines et britanniques. Toutefois, les problèmes environnementaux associés à cette pratique ont contraint les autorités à bannir cette usage. Ainsi, le 18 novembre 1988, le congrès américain légiférait en ce domaine en interdisant tout déversement de boues d'épuration dans les océans, à partir du 31 décembre 1991 (Jacobs et Silver, 1990). De même, le gouvernement du Royaume-Uni a statué que le rejet en mer des boues d'épuration sera complètement interdit à partir de la fin décembre 1998 (Gross, 1993). La CEE a également émis des directives prohibant la décharge dans tous les cours d'eau, de déchets non-traités provenant de n'importe quel système, desservant plus de 15 000 personnes (Council of European Communities, 1991).

À l'heure actuelle, environ 6 % des boues produites en Europe et aux États-Unis sont encore éliminées de cette manière (Bowden, 1987; U.S. E.P.A., 1993). La contamination bactérienne de la mer, et la pollution par les métaux lourds constituent des dangers potentiels pour l'homme et les espèces marines (Bruce et Davis, 1989; U.S. EPA, 1984). La capacité de survie et d'adaptation des bactéries pathogènes rejetées dans l'environnement marin est un phénomène maintenant bien admis (Bonfont *et al.*, 1990; Gauthier et Breittmayer, 1990). De plus, la contamination des sédiments marins par des effluents industriels et urbains contenant de hautes concentrations de métaux lourds peut provoquer la sélection de souches bactériennes résistantes à certains antibiotiques (Timoney *et al.*, 1978).

5.5 Production de combustibles

La production d'énergie stockable est une voie intéressante de valorisation des boues d'épuration. Les procédés développés reposent presque tous sur les réactions de transformation de la matière organique, à haute température et sans présence d'oxygène. Les produits de conversion courants sont des huiles, plus ou moins lourdes, très calorifiques, et des résidus goudronneux (carbonisation) également calorifiques. Les procédés font appel à la pyrolyse ou à la liquéfaction de la matière organique.

Les procédés de pyrolyse fonctionnent dans des réacteurs sous faible pression à une température de près de 300 °C, sous atmosphère d'H₂ et de N₂. Les réacteurs sont alimentés avec des boues préséchées thermiquement avec présence possible d'un catalyseur. Les huiles sont récupérées par condensation des vapeurs.

La liquéfaction thermochimique directe des boues d'épuration sans apport d'agent réducteur a été reportée par Molton *et al.* (1985), alors que la méthodologie de séparation des huiles des boues liquifiées a été décrite par Lee *et al.* (1986). Les procédés de liquéfaction s'opèrent en présence de solvants, à des températures situées entre 200 et 300 °C. La difficulté de ces procédés de liquéfaction des boues réside dans la fiabilité de récupération et de recyclage des solvants, ainsi que dans la séparation des huiles et goudrons. Ces procédés de conversion ont des rendements en huile relativement modérés: 20 à 60 % de la matière organique transformée en huile selon le type de boues et le type de réacteur.

Quelques études ont porté sur la liquéfaction sous pression de gaz inerte des boues d'épuration, à une température de 300 °C (Suzuki *et al.*, 1988, 1990; Yokoyama *et al.*, 1987). À partir de ces travaux, Itoh *et al.* (1992) ont réalisé une étude de liquéfaction menée à l'échelle pilote (capacité de 500 kg de boues déshydratées par jour), lors de laquelle des rendements de conversion de la matière organique en huiles lourdes se situant entre 43 et 51 % ont été atteints.

L'état du développement technologique Canadien concernant la production d'huile à partir de boues a été discuté par Campbell et Martinoli (1991).

5.6 Fabrication de matériaux de construction

Les agrégats légers sont habituellement des produits naturels (laves volcaniques) ou des produits fabriqués à partir d'argiles spéciales ou de cendres volantes d'usines sidérurgiques. Ces agrégats sont employés en construction pour la préparation de bétons légers et de divers matériaux de construction. Au cours des dernières années, plusieurs études ont démontré qu'il est possible d'utiliser les boues d'épuration dans la synthèse des agrégats légers utilisables pour la préparation de matériaux de construction, comme les briques (Adams, 1988; Alleman et Berman, 1984; Alleman *et al.*, 1990; Bryan, 1984; Slim et Wakefield, 1991; Tay, 1987a), le ciment à mortier et mélangé (Bhatty et Reid, 1989; Tay, 1987b; Tay et Show, 1991, 1992), le béton (Aziz et Koe, 1990; Tay *et al.*, 1991) et le ciment Portland (Tay, 1987c). Les résultats obtenus ont convaincu un fabricant de briques du Maryland de produire, sur une échelle industrielle, des briques contenant 15, 30 et 50 % de boues (Alleman et Berman, 1984).

Diverses variantes de transformation des boues ont été suggérées, mais le scénario le plus couramment suivi est le suivant (Degrémont, 1989): 1) déshydratation et séchage partiel des boues; 2) ajout de cendres; 3) pelletisation dans un tambour granulateur; 4) séchage thermique direct par gaz chauds; 5) combustion à très haute température (1 000 à 1 200 °C environ) sous l'action d'un violent courant d'air; 6) refroidissement rapide et brutal; 7) concassage et stabilisation des agrégats; 8) criblage. Pour sa part, Trauner (1993) ainsi que Kanezashi et Murakami (1991), suggèrent la préparation de

briques à partir de boues ayant été incinérées à une température supérieure au point de fusion des cendres, et ce, afin de stabiliser davantage les métaux lourds présents initialement dans les boues. Les investissements nécessaires aux installations de préparation d'agrégats sont importants, cependant, cette voie de valorisation des boues est en pleine expansion, particulièrement au Japon et aux États-Unis (Kanezashi et Murakami, 1991; Trauner, 1993).

Le traitement des boues à très hautes températures 1 300 à 1 500 °C pendant une période de trois à quatre heures entraîne la combustion des boues et la fusion des cendres d'incinération. Par la suite, le laitier « *slag* » obtenu est maintenu à une température de 1 300 °C pendant environ une heure, puis celui-ci est acheminé à une fournaise de cristallisation. Le temps de rétention dans cette fournaise est de près d'une heure à 800 °C afin de permettre le processus de nucléation et d'environ quatre heures, entre 1 000 et 1 100 °C, pour la cristallisation ou vitrification (Fukuda, 1994). Ce procédé et quelques variantes apparentées (Murakami *et al.*, 1991a, 1991b; Ohshima et Masuta, 1991; Oku *et al.*, 1990; Sakai *et al.*, 1990; Yashiki et Murakami, 1991), permettent de réduire d'environ trois fois le volume occupé par les cendre d'incinération, tout en stabilisant dans une matrice vitrifiée les métaux lourds toxiques présents initialement dans les boues. Au cours de la dernière décennie, une quinzaine de systèmes de fusion-vitrification ont été implantés au Japon, dans des usines d'épuration municipales (Fukuda, 1994). L'incinération des boues au plasma « *sustained shockwave plasma* » a également été proposée par Mathiesen (1990).

5.7 Autres méthodes de valorisation

Les différentes options exposées jusqu'à maintenant sont utilisées pour la disposition de presque l'ensemble des boues générées par le traitement des eaux usées. Cependant, plusieurs alternatives sont à l'étude ou encore testées dans quelques industries. Les boues déshydratées ont été employées dans la préparation de peinture ou de papier (Bowen *et al.*, 1989; Harper *et al.*, 1988). Une autre alternative proposée est d'utiliser les boues dans l'alimentation de ruminants (Baxter *et al.*, 1980; Fitzgerald, 1980; Kienholz, 1980; Smith *et al.*, 1980), de volaille (Edds *et al.*, 1980; Ologhobo, 1988; Ologhobo et Oyewole, 1987; Vriens *et al.*, 1989), de poisson (Bowen *et al.*, 1989; Edwards et Densem, 1980; Kaur *et al.*, 1987; Sin et Chiu, 1987a, b), de vers (Daw, 1989; Edwards *et al.*, 1985; Fieldson, 1985; Goldstein, 1986, 1987, 1988) et de détritivores aquatiques (Montgomery, 1984). La présence de produits toxiques dans les boues restreint toutefois considérablement le potentiel alimentaire associé à cette biomasse. Les boues peuvent aussi être considérées pour leurs composantes comme l'extraction des graisses, des protéines et des vitamines (Frost et Campbell, 1986; Vriens *et al.*, 1989; Webber, 1990, 1991; Webber *et al.*, 1986). Ces techniques présentent certes des possibilités intéressantes d'un point de vue théorique, mais l'utilisation de celles-ci ne permettra pas de résoudre le problème grandissant, que représente le volume considérable de boues produites dans l'ensemble des unités de traitement des eaux usées.

6. Consommation électrique et économique de la gestion des boues

L'énergie consommée aux diverses étapes du traitement et de la disposition finale des boues des stations d'épuration peuvent représenter une fraction très importante du bilan électrique global d'une station. Évidemment, cette avancé s'applique principalement dans les stations où les boues doivent être stabilisées et/ou déshydratées avant leur disposition dans l'environnement. À l'heure actuelle, la plupart des boues produites dans les stations de types boues activées, biodisques, biofiltration, physico-chimiques doivent subir de tels traitements. Dans la presque totalité des cas, les boues issues des traitements par lagunage (aéré ou non-aéré) et par utilisation de fosses septiques communes ne sont pas traitées à la station d'épuration.

La consommation électrique de même que l'économique des divers procédés de traitement, de déshydratation et de disposition ou valorisation des boues sont exposées dans le présent chapitre. Il faut noter que la plupart des données ou relations mathématiques exprimant les coûts ou la consommation énergétique sont tirées des études de Boileau & Associés Inc. *et al.* (1989), Burton Environmental Engineering *et al.* (1993), Middlebrooks *et al.* (1981), Owen (1982), U.S. EPA (1980a, b, 1985).

6.1 Stabilisation et traitement des boues

Le traitement et la stabilisation des boues peut nécessiter une part importante de la consommation énergétique de la chaîne complète de gestion des boues d'épuration. Les lignes suivantes présentent une synthèse de l'économique et de la demande énergétique associées au traitement et à la stabilisation des boues d'épuration municipales.

6.1.1 Digestion aérobie

Compte-tenu des coûts d'opération élevés des digesteurs aérobies, imputables en bonne partie à l'aération de ces systèmes, ce type de procédé n'est employé habituellement que dans les stations de petite et moyenne capacité ($< 35\ 000\ \text{m}^3/\text{jr}$). Burton Environmental Engineering *et al.* (1993) ont déterminé que la consommation électrique pour le procédé conventionnel de digestion aérobie mésophile peut varier entre 0.106 et 0.317 kWh/m³. Cet apport énergétique équivaut, selon les scénarios de traitement, à environ 25 à 55 % de l'énergie électrique consommée dans une station d'épuration.

Le document préparé par Owen (1982) établie à 0.394 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station, la quantité d'électricité requise pour la digestion aérobie des boues. Cette moyenne se base sur une consommation électrique américaine de 9 628 MWh/jr, pour un débit hydraulique de 24.43 Mm³/jr (5 476 unités). L'utilisation d'oxygène pur permet une augmentation de l'efficacité

énergétique des digesteurs aérobies, avec une valeur moyenne de 0.315 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station.

Selon le U.S. EPA, l'apport énergétique nécessaire à la digestion aérobie serait de 484 à 634 kWh/tbs avec agitation mécanique et de 792 à 925 kWh/tbs avec air diffusé (U.S. EPA, 1985). Pour sa part, Owen (1982) suggère une dépense énergétique typique de 528 kWh/tbs pour l'opération des digesteurs aérobies.

Un programme informatisé sur chiffrier Excel (programme PIECGBE) élaboré au cours des dernières années à l'INRS-Eau, permet l'évaluation des coûts d'opération (main d'oeuvre, produits chimiques, pièces et matériaux, électricité, carburants, autres), des coûts fixes et des frais indirects de quelques chaînes conventionnelles et innovatrices de traitement et de disposition des boues d'épuration. Ce programme a été conçu à partir d'un modèle mathématique développé par la firme d'experts conseils Boileau & Associés Inc. *et al.* (1989) et également de divers documents scientifiques (Environnement Canada, 1980; Gauthier et Jalbert, 1991; Lalumière et Gagnon, 1991; Ross *et al.*, 1984; Saint-Yves, 1989).

Le modèle de Boileau & Associés est basé principalement sur les informations contenues dans un rapport de l'agence de protection environnementale américaine (U.S. EPA, 1985), ainsi que sur une série de rapports techniques reconnus, tels le logiciel CAPDET (Côté et Pineau, 1983; McGhee *et al.*, 1983; Pineau *et al.*, 1985; U.S. EPA, 1981) et plusieurs autres volumes de l'U.S. EPA (U.S. EPA, 1979, 1989a; DeWolf *et al.*, 1984). Des consultations auprès de diverses compagnies oeuvrant en traitement des eaux usées ont également été requises pour l'obtention de coûts représentatifs de la situation québécoise actuelle.

L'utilisation du programme PIECGBE permet d'évaluer la quantité annuelle d'électricité requise pour l'opération des digesteurs aérobies avec diffuseurs d'air à partir de la relation mathématique présentée ci-dessous. Cette équation tient compte d'un temps de rétention hydraulique de 20 jours, d'une efficacité de transfert de l'oxygène de 8 %, d'un taux de transfert de l'oxygène de 2 kg O₂/kg matières solides détruites et d'une énergie requise de 1.645 kWh/kg O₂.

$$CE = 319\,375 (DM) \quad (1)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

Le programme PIECGBE permet aussi d'évaluer le coût total (opération, entretien et amortissement) attribuable à la digestion aérobie de boues ayant

une siccité initiale de 2 et 4 %. Les équations suivantes expriment le coût de la digestion aérobie en fonction de la capacité de traitement:

Siccité de 2 %

$$CT = 256.24 * DM^{-0.4071} \quad R^2 = 0.8941 \quad (2)$$

Siccité de 4 %

$$CT = 226.02 * DM^{-0.4660} \quad R^2 = 0.8997 \quad (3)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

L'économique et la consommation énergétique associées à l'opération des nouvelles technologies de digestion des boues tels que la digestion aérobie autothermique thermophile et la digestion mixte, ne sont pas aussi bien caractérisées que pour les procédés conventionnels. Par contre, quelques documents présentés dans la littérature démontrent que celles-ci peuvent être compétitives et même nettement avantageuses dans certains cas, pour réduire les coûts de stabilisation des boues ou encore pour réduire la consommation énergétique.

Par exemple, Deeny *et al.* (1991) propose une consommation énergétique de 180 à 300 kWh/tbs pour le traitement des boues par digestion aérobie autothermique thermophile, ce qui est nettement inférieure à une digestion aérobie conventionnelle nécessitant, selon le U.S. EPA (1985), un apport de 792 à 925 kWh/tbs. De même, la digestion mixte pourrait faire économiser environ 13 % des coûts en énergie électrique par rapport à la digestion anaérobie conventionnelle en deux phases. L'utilisation de la digestion aérobie-anoxie pourrait, quant à elle, permettre une économie allant jusqu'à 42 %, sur la quantité d'air à apporter aux digesteurs (Jenkins et Mavinic, 1989a).

6.1.2 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie nécessitant des coûts d'investissement élevés par rapport aux infrastructures de digestion aérobie, cette technologie est habituellement employée dans les stations de moyenne et grande capacités de traitement. Il faut également tenir compte que l'utilisation du méthane comme combustible, produit lors de la fermentation des matières organiques, permet de réduire les coûts énergétiques de chauffage des installations.

Globalement, la digestion anaérobie mésophile requiert entre 0.026 et 0.034 kWh/m³, ce qui correspond à, selon les cas, entre 8 à 16 % de la demande totale d'une station d'épuration (Burton Environmental Engineering *et al.*, 1993). Pour les stations de faible capacité, Middlebrooks *et al.* (1981) ont calculé une consommation électrique moyenne de 0.018 kWh/m³, soit entre 3 et 7 % de l'énergie totale utilisée à la station.

Une valeur moyenne de 0.045 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station, a été proposée par Owen (1982) pour cette étape de traitement des boues. Ce calcul est basé sur une consommation électrique dans les ouvrages d'assainissement américains de 3 426 MWh/jr et un débit de 75.34 Mm³/jr (6 747 unités).

Pour ce qui est de la digestion anaérobie, U.S. EPA (1985) suggère une dépense électrique de 44 à 79 kWh/tbs.

La quantité annuelle d'électricité requise pour l'opération d'un procédé de digestion anaérobie peut être obtenue à l'aide des relations exposées ci-dessous tirées du programme PIECGBE. Ces relations sont basées sur l'opération d'une digestion anaérobie en deux phases avec des temps de séjour de 15 jours au primaire et 15 jours au secondaire.

$$CE = 49\,518 (DM)^{0.596} \quad (4)$$

$$CE = 33\,183 (DM)^{0.800} \quad (5)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

L'équation 4 est employée pour des débits massiques de boues (DM) inférieurs à 7.7 tonnes sèches par jour, alors que l'équation 5 est utilisée lorsque le DM est supérieur à 7.7 tbs/jr.

Le programme PIECGBE peut être utilisé pour déterminer le coût total de la digestion anaérobie de boues ayant une siccité initiale de 2 et 4 %. Les équations suivantes expriment le coût de la digestion anaérobie en fonction de la capacité de traitement.

Siccité de 2 %

$$CT = 440.4 * DM^{-0.4775} \quad R^2 = 0.9175 \quad (6)$$

Siccité de 4 %

$$CT = 268.69 * DM^{-0.5197} \quad R^2 = 0.9281 \quad (7)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

6.1.3 Stabilisation chimique

La consommation électrique pour le traitement des boues par chaulage a été établie par Owen (1982) à 0.018 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station. Cette valeur est tirée d'une consommation électrique de 46 MWh/jr et d'un débit d'eau de 2.54 Mm³/jr (94 unités américaines). Selon une autre source (U.S. EPA, 1985), la neutralisation des boues à la chaux exigerait un apport électrique de 0.62 à 2.38 kWh/tbs. Les coûts de la stabilisation des boues à la chaux sont discutés dans l'étude du U.S. EPA (1985). Par exemple, selon cette source le coût total de traitement par chaulage est estimée à 164 \$Can/tbs pour une capacité de 1tbs/jr et à 74 \$Can/tbs pour une capacité de 5 tbs/jr.

En ce qui concerne les coûts d'opération du procédé de stabilisation des boues en milieu acide proposé par Meunier *et al.*, (1994a, b), la majorité de ceux-ci serait attribuable à l'emploi des réactifs chimiques, soit l'acide sulfurique et la chaux inerte. L'acidification des boues d'épuration à pH 2.5 avec l'acide sulfurique requiert entre 143 et 214 kg H₂SO₄/tonne métrique de boues sèches (tbs), alors qu'un apport de chaux se situant entre 108 et 162 kg Ca(OH)₂/tbs est nécessaire à la neutralisation de la biomasse. En considérant les prix sur le marché de ces produits, soit de 125 \$Can/tonne pour l'acide sulfurique et 90 \$Can/tonne pour la chaux inerte, il appert qu'il en coûterait entre 28 et 41 \$Can/tbs pour l'ajout de ces réactifs. La consommation électrique associée à ce procédé est négligeable par rapport à la chaîne de traitement des boues.

6.1.4 Stabilisation thermique

La consommation électrique nécessaire à la stabilisation thermique (pasteurisation) des boues peut être estimée avec l'expression mathématique suivante proposée par le U.S. EPA (1985):

$$CE = - 0.388 * (DV)^2 + 1916 * DV + 18250 \quad (8)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DV: débit volumique des boues (m³/jr)

Les courbes de coûts d'opération et d'investissement pour la pasteurisation des boues établies par U.S. EPA (1980b) permettent d'estimer

approximativement le coût total de cette technique. Ainsi, le coût de stérilisation thermique des boues serait d'environ 302 \$Can/tbs pour une station d'une capacité de 1 tbs/jr et de près de 82 \$Can/tbs pour une station traitant 10 tbs/jr.

Le procédé de stabilisation thermique en puit profond « *VerTech Aqueous-Phase Oxidation Process* » a été implanté en 1992 à Apeldoorn en Hollande (Bowers *et al.*, 1991). Les coûts d'opération et de remboursement du capital pour le système mis en place dans cette station d'épuration, traitant 62.5 tbs/jr, ont été évalués à 378 \$Can/tbs. Un autre avantage de cette technologie réside dans la récupération énergétique par utilisation de la chaleur produite lors du traitement.

6.1.5 Décontamination des boues

Le développement récent de quelques procédés de décontamination des boues permettant également une stabilisation des boues s'avère une perspective d'intérêt pour la gestion de la demande énergétique. Le Tableau 25 présente la consommation électrique pour les trois technologies d'enlèvement des métaux lourds présents dans les boues d'épuration développées à l'INRS-Eau, en comparaison aux procédés conventionnels de digestion aérobie et anaérobie mésophile. Ces bilans énergétiques sont établis pour une station d'épuration traitant 20 tonnes de boues sèches par jour (population desservie d'environ 300 000 personnes). Les temps de rétention hydraulique (TRH) des boues lors des traitements utilisés sont également présentés. La consommation énergétique qui est rapportée au Tableau 25 correspond uniquement au traitement des boues dans les réacteurs et ne comprend pas les autres étapes du traitement. Ces données témoignent de l'importante économie potentielle d'énergie électrique qui pourrait être obtenue par la substitution de la digestion aérobie par l'un des procédés de décontamination des boues.

Tableau 25. Consommation électrique typique des divers procédés de décontamination et stabilisation des boues d'épuration

Technologies	TRH (jours)	CE (kWh/tbs)
Digestion aérobie	20	875
Digestion anaérobie	20	36
Biolixiviation-digestion avec soufre	10	375
Biolixiviation avec sulfate ferreux	1.5	220
Lixiviation chimique	0.083	9

Le programme PIECGBE peut être employé pour déterminer le coût total des chaînes complètes de décontamination des boues (lixiviation, conditionnement chimique, déshydratation sur filtres-presses à plateaux, neutralisation des boues, transport sur 20 km et valorisation agricole des boues, traitement des filtrats, transport et disposition des résidus métalliques). Les équations proposées ci-dessous font état du coût de ces chaînes de décontamination en fonction de la capacité de traitement.

Biolixiviation-digestion avec soufre (BDS)

$$CT = 873.3 * DM^{-0.5189} \quad R^2 = 0.9864 \quad (9)$$

Biolixiviation avec sulfate ferreux (BSF)

$$CT = 680.65 * DM^{-0.4893} \quad R^2 = 0.9724 \quad (10)$$

Lixiviation chimique (LCH)

$$CT = 603.84 * DM^{-0.4801} \quad R^2 = 0.9523 \quad (11)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Les équations précédentes permettent d'apprécier le coût global des chaînes de décontamination des boues. Le Tableau 26 est utilisable pour estimer la répartition des coûts, pour une usine d'une capacité de 20 tbs/jr, selon les diverses étapes constituant les chaînes de décontamination des boues.

6.2 Déshydratation et séchage des boues

La déshydratation des boues représente une étape énergivore dans la chaîne de traitement des boues d'épuration. Toutefois, comme nous le verrons dans les sections qui suivent, la consommation électrique et les coûts de la déshydratation peut varier considérablement selon la technologie employée.

6.2.1 Épaississement

L'épaississement préalable des boues d'épuration avant leur stabilisation dans des digesteurs ou avant déshydratation est une pratique qui permet de réduire significativement les coûts de traitement des boues. Pour les boues primaires, cette étape s'effectue habituellement par une simple décantation, alors que la flottation à l'air dissous est souvent employée pour l'épaississement des boues secondaires.

Tableau 26 Coût (\$Can/tbs) des diverses étapes de traitement des chaînes de décontamination des boues d'épuration municipales

Étapes de traitement	BDS	BSF	LCH
Lixiviation des boues	93	60	48
Conditionnement chimique	21	25	26
Déshydratation des boues	32	39	41
Neutralisation des boues et traitement des lixiviats	45	32	36
Transport des boues et résidus	10	11	11
Disposition des boues et des résidus métalliques	16	17	17
Total	217	184	199

Décantation

La séparation gravitaire nécessite une consommation électrique peu importante. Selon Burton Environmental Engineering *et al.* (1993), la consommation électrique associée à l'épaississement gravitaire peut être estimée entre 0.0004 et 0.0016 kWh/m³, ce qui correspond à environ 0.09 à 0.33 % de la demande totale pour les moyennes et grosses stations d'épuration. Pour les usines de faible capacité, Middlebrooks *et al.* (1981) situent la consommation entre 0.0004 et 0.0005 kWh/m³ pour cette pratique.

L'analyse des stations d'épuration américaine montre une dépense électrique de 0.0008 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station, pour cette étape. Cette moyenne est calculée pour une consommation électrique de 30 MWh/jr avec un débit total pour 940 unités de 38.05 Mm³/jr (Owen, 1982).

Selon le document de l'EPRI (1993c) intitulé "Energy Efficiency in Wastewater Treatment", la dépense électrique associée à l'épaississement gravitaire, pour une station de 37 860 m³/jr, peut être évaluée à 0.00066 kWh/m³. Un document préparé par Metcalf & Eddy, Inc. (1992b) estime à 0.00051 kWh/m³ la dépense électrique inhérente à l'épaississement gravitaire pour une station de même dimension.

D'après U.S. EPA (1985), une dépense énergétique de 3.9 à 7.5 kWh est nécessaire pour chaque tonne de boues sèches (tbs) épaissie par gravité. Plus précisément, Owen (1982) suggère une dépense électrique variant entre 1.3 et 2.9 kWh/tbs pour les boues primaires et entre 4.4 et 13.2 kWh/tbs pour les boues secondaires.

Selon le programme PIECGBE, la quantité d'électricité requise annuellement pour l'épaississement gravitaire peut être estimée selon l'équation suivante:

$$CE = -190 (DM)^2 + 6940 (DM) + 26\ 400 \quad (12)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

Pour sa part, l'étude du U.S. EPA (1985) suggère la relation suivante pour exprimer la dépenses énergétique de l'épaississement gravitaire:

$$CE = 4\ 500 * DM^{0.301} \quad (13)$$

Le programme PIECGBE permet aussi d'évaluer le coût total attribuable à l'épaississement gravitaire de boues ayant une siccité initiale de 2 %. L'équation suivante exprime le coût total de l'épaississement gravitaire en fonction de la capacité de traitement:

$$CT = 90.189 * DM^{-0.3893} \quad R^2 = 0.9847 \quad (14)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Flottation

La flottation par injection d'air surpressé exige davantage d'énergie électrique que l'épaississement gravitaire. Burton Environmental Engineering et al. (1993), la situe entre 0.031 et 0.053 kWh/m³, soit de 9 à 21 % de la demande électrique totale pour des stations de moyennes et fortes capacités de traitement.

Pour leur part, Middlebrooks et al. (1981) ont situé la consommation électrique entre 0.035 kWh/m³ (18 925 m³/jr) et 0.063 kWh/m³ (189 m³/jr) pour

les petites installations. Selon Owen (1982), une consommation totale de 1 028 MWh/jr est associée à la flottation à l'air dissous dans les stations américaines, pour un débit hydraulique de 19.35 Mm³/jr (313 unités) ceci correspondant à 0.053 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station. L'EPRI (1993c) évalue à 0.048 kWh/m³ la consommation d'énergie résultant de l'utilisation de la flottation à l'air dissous pour une station-type de 37 860 m³/jr.

Selon U.S. EPA (1985), la flottation à l'air dissous consomme de 176 à 185 kWh/tbs. L'équation suivante a été proposée dans cette étude pour exprimer la dépenses énergétique de l'épaississement gravitaire:

$$CE = 63\,000 * DM^{0.9422} \quad (15)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

Owen (1982) suggère une dépense électrique variant entre 143 et 242 kWh/tbs avec une consommation typique de 180 kWh/tbs. La consommation énergétique de la flottation à l'air dissous a aussi été examinée par MacConnell *et al.* (1991).

Les coûts de la flottation à l'air dissous peuvent être établis après consultation de l'étude du U.S. EPA (1985). Par exemple, selon cette source le coût total de la flottation est estimée à 97 \$Can/tbs pour une capacité de 1 tbs/jr et à 45 \$Can/tbs pour une capacité de 5 tbs/jr.

Centrifugation

La consommation d'énergie pour l'épaississement de boues activées par centrifugation est élevée, soit entre 800 et 1 500 Wh/m³ de boues (Degrémont, 1989). D'autre part, Owen (1982) fait état d'une consommation électrique pouvant varier entre 88 et 242 kWh/tbs selon le type de centrifugeuse employé. Les coûts liés à l'épaississement des boues par centrifugation ont été discutés dans les documents du U.S. EPA (1980a, b).

6.2.2 Conditionnement

Conditionnement chimique

L'énergie d'agitation requise lors du conditionnement chimique des boues est faible, soit entre 150 et 300 W/m³ selon Degrémont (1989). D'autre part, Owen (1982) suggère une dépense électrique typique de 3.1 kWh/tbs pour le conditionnement chimique des boues. L'optimisation des conditions de dosage des conditionneurs, par l'emploi de système de contrôle automatisé, est une

voie à privilégier afin de réduire les coûts inhérents au conditionnement chimique des boues (Crawford, 1990).

Le programme PIECGBE permet d'évaluer le coût total du conditionnement chimique avec polymères des boues ayant une siccité initiale de 4 ou 6 %. L'équation ci-dessous exprime le coût total du conditionnement chimique en fonction de la capacité de traitement. Cette expression mathématique se base sur un taux de dosage des polymères de 8 kg/tbs et d'un coût unitaire des polymères de 3.1 \$Can/kg.

$$CT = 97.489 * DM^{0.3689} \quad R^2 = 0.9572 \quad (16)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

L'étude du U.S. EPA (1985) analyse l'économie du conditionnement chimique des boues par utilisation de divers réactifs chimiques tels que la chaux, le chlorure ferrique et les polymères.

Conditionnement thermique

La consommation électrique associée au conditionnement thermique a été estimée par Owen (1982). Les équations suivantes ont été préparées pour estimer la dépense électrique reliée au conditionnement thermique sans apport d'air et avec apport d'air:

Conditionnement thermique sans air

$$CE = 96.405 * DM^{0.1678} \quad R^2 = 0.8352 \quad (17)$$

Conditionnement thermique avec air

$$CE = 175 * DM^{0.1374} \quad R^2 = 0.8430 \quad (18)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

6.2.3 Déshydratation

La déshydratation des boues est responsable d'une part appréciable de la consommation électrique et des coûts associés à la gestion des boues

municipales. Cette section fait donc le point sur l'économique et la demande énergétique des principaux systèmes de déshydratation des boues d'épuration.

Centrifugation

Les travaux de l'EPRI (1993c) établissent la dépense électrique de la déshydratation des boues d'épuration par centrifugation à 0.0311 kWh/m^3 , pour une station-type ayant une capacité hydraulique de $37\,860 \text{ m}^3/\text{jr}$. La consommation électrique pour la centrifugation des boues a été établie par Owen (1982) à 0.0152 kWh/m^3 d'eaux usées traitées à la station. Cette valeur est tirée d'une consommation électrique de 269 MWh/jr et d'un débit d'eau de $17.69 \text{ Mm}^3/\text{jr}$ (253 unités américaines).

Une consommation d'énergie électrique se situant entre 30 et 60 kWh/tbs est avancée par Degremont (1989), alors que Metcalf & Eddy, Inc. (1992b) suggère une dépense électrique de 284 kWh/tbs. Pour sa part, Owen (1982) fait état d'une consommation électrique pouvant varier entre 11 et 33 kWh/tbs, avec une dépense électrique typique de 22 kWh/tbs. Selon le U.S. EPA (1985), la consommation électrique reliée à la centrifugation se situerait entre 88 à 383 kWh/tbs, dépendamment de la concentration initiale en solides. L'étude de Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993) suggère une consommation électrique de 100 kWh/tbs pour la centrifugation des boues avec une variation de plus ou moins 30 %.

Selon le programme PIECGBE, la consommation électrique annuelle associée à la centrifugation des boues peut être estimée à partir des équations suivantes:

$$CE = - 412\,500 (VBC)^2 + 712\,000 (VBC) + 500 \quad (19)$$

$$CE = 12\,300 (VBC)^3 - 35\,810 (VBC)^2 + 539\,200 (VBC) + 24\,253 \quad (20)$$

$$CE = 27\,530 (VBC)^3 - 370\,900 (VBC)^2 + 19\,643 (VBC) - 1\,557\,500 \quad (21)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

VBC: volume de boues acheminé aux centrifugeuses (m^3/min)

L'équation 19 est employée dans les cas où VBC est inférieur à $0.27 \text{ m}^3/\text{min}$. L'équation 20 est utilisée lorsque VBC est compris entre 0.27 et $1.9 \text{ m}^3/\text{min}$, et l'équation 21 sert lorsque VBC est supérieur à $1.9 \text{ m}^3/\text{min}$.

Le programme PIECGBE peut être employé pour estimer le coût total de la centrifugation de boues ayant une siccité initiale de 4 et 6 %. Les équations suivantes expriment le coût de la centrifugation en fonction de la capacité de traitement.

Siccité de 4 %

$$CT = 190.92 * DM^{-0.7005} \quad R^2 = 0.9818 \quad (22)$$

Siccité de 6 %

$$CT = 158.42 * DM^{-0.7547} \quad R^2 = 0.9864 \quad (23)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Il faut noter que plusieurs études présentes dans la littérature scientifique comparent les coûts de déshydratation des boues par diverses techniques (Andreasen et Nielsen, 1993; Nielsen, 1992). Par exemple, Clarke *et al.* (1990) ont évalué les coûts d'opération, d'entretien et d'investissement pour la déshydratation des boues par centrifugation, filtration sur presses à plateaux et filtration sur bandes presseuses, d'une station produisant quotidiennement 168 tonnes de boues sèches. Selon ces auteurs, le coût de déshydratation des boues par centrifugation (54 \$Can/tbs) serait, pour le cas étudié, inférieur à la filtration sur presses à plateaux (79 \$Can/tbs) et pratiquement équivalent à la filtration sur bandes presseuses (53 \$Can/tbs).

Filtration sous vide

Selon les recherches menées par l'EPRI (1993c), la déshydratation par filtres-presses sous vide nécessiterait une dépense électrique de 0.2198 kWh/m³ pour une station-type traitant 37 860 m³/jr.

Degrémont (1989) suggère que cette technique de déshydratation est la plus énergivore, avec une consommation électrique variant entre 50 et 150 kWh/tbs. Metcalf & Eddy, Inc. (1992b) estime à 158 kWh/tbs, la consommation électrique pour la déshydratation sous vide des boues d'épuration. Pour sa part, Owen (1982) suggère une consommation électrique pouvant varier entre 33 et 77 kWh/tbs, avec une consommation électrique typique de 57 kWh/tbs.

La consommation électrique nécessaire à la filtration sous vide des boues peut être calculée avec l'expression mathématique suivante (U.S. EPA, 1985):

$$CE = 28\,000 * DMD^{0.933} \quad (24)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DMD: débit massique des boues déshydratées (tbs/jr)

Les coûts d'opération, d'entretien et d'investissement pour la filtration sous vide peuvent être obtenus à partir de la méthodologie décrite dans les documents du U.S. EPA (1980a, b, 1985). Par exemple, selon cette source le coût total de la filtration sous vide est estimée à 462 \$Can/tbs pour une capacité de 1 tbs/jr et à 154 \$Can/tbs pour une capacité de 5 tbs/jr.

Filtration sous pression

Selon Degrémont (1989), l'utilisation de filtres-presses à plateaux exigerait la consommation de 20 à 40 kWh/tbs. Pour leur part, Metcalf & Eddy, Inc. (1992b) ont avancé une consommation de 106 kWh/tbs pour l'utilisation des filtres-presses à plateaux, alors que U.S. EPA (1985) suggère une consommation variant entre 31 et 87 kWh/tbs. Owen (1982) fait état d'une consommation énergétique pouvant fluctuer entre 33 et 55 kWh/tbs, avec une dépense électrique typique de 42 kWh/tbs.

La consommation électrique annuelle associée à la déshydratation des boues par filtration sur presses à plateaux peut être déterminée à partir des relations mathématiques suivantes tirées du programme PIECGBE:

$$CE = 204\,798 (VCF) \quad (25)$$

$$CE = -0.242 (VCF)^3 + 12.257 (VCF)^2 + 20\,614 (VCF) + 50\,956 \quad (26)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

VCF: volume requis des chambres de filtration (m³)

L'équation 25 est employée dans les cas où VCF est inférieur à 0.282, alors que l'équation 26 est utilisée lorsque LBF est supérieur à 0.282. Le volume des chambres de filtration peut, quant à lui, être déterminé à partir de la relation:

$$VCF = 12.5 (DM) (DCF)/(SCG) (DE) \quad (27)$$

où:

DCF: durée du cycle de filtration (h)

SCG: siccité du gâteau (%)

DE: densité des boues déshydratées (t/m³)

La durée du cycle de filtration est de 2.0 heures pour des boues avec une siccité initiale de 2 %, de 2.2 heures à 4 % de siccité et de 2.5 heures à 6 % de siccité initiale.

Le coût total de la filtration sur presses à plateaux des boues ayant une siccité initiale de 4 et 6 % peut être estimé à l'aide du programme PIECGBE. Les équations suivantes expriment le coût de cette technique en fonction de la capacité de traitement.

Siccité de 4 %

$$CT = 260.06 * DM^{-0.6265} \quad R^2 = 0.9449 \quad (28)$$

Siccité de 6 %

$$CT = 254.08 * DM^{-0.6464} \quad R^2 = 0.9540 \quad (29)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Filtration sur bandes presseuses

Selon Burton Environmental Engineering *et al.* (1993), l'utilisation de filtres-presses à bandes presseuses, largement employée au Québec, requiert entre 0.006 et 0.012 kWh/m³. Cette consommation est l'équivalent de 1.6 à 4.5 % de l'énergie électrique d'une station d'épuration. L'EPRI (1993c) estime à 0.010 kWh/m³, la consommation électrique inhérente à la filtration sur bandes presseuses.

D'après Degrémont (1989), l'emploi de filtres à bandes presseuses est la technique de déshydratation la moins énergivore, avec une consommation d'électricité se situant entre 10 et 25 kWh/tbs. Selon Metcalf & Eddy, Inc. (1992b), l'utilisation des filtres-presses à bandes exigerait une dépense électrique de 50 kWh/tbs. L'étude de Owen (1982) suggère une consommation énergétique pouvant fluctuer entre 33 et 66 kWh/tbs, avec une dépense électrique typique de 40 kWh/tbs. Pour leur part, U.S. EPA (1985) ont établi entre 18 et 40 kWh/tbs l'apport électrique pour cette méthode de déshydratation.

La consommation électrique annuelle associée à la déshydratation des boues par filtration sur bandes presseuses peut être estimée à partir des équations suivantes tirées du programme PIECGBE:

$$CE = 44\,128 \text{ (LBF)} \quad (30)$$

$$CE = - 5.42 (LBF)^3 + 234.6 (LBF)^2 + 16\ 020 (LBF) + 13\ 997 \quad (31)$$

où:

LBF: largeur des bandes filtrantes (m)

L'équation 30 est employée dans les cas où LBF est inférieur à 0.5, alors que l'équation 31 est utilisée lorsque LBF est supérieur à 0.5. La largeur des bandes filtrantes est fonction du taux de chargement et du débit massique des boues (équation 32). Le taux de chargement des boues est, à son tour, dépendant de la siccité des boues arrivant au procédé de déshydratation (Tableau 27).

$$LBF = 125 (DM/TCB) \quad (32)$$

où:

TCB: taux de chargement des boues (kg boues sèches/m.h)

Tableau 27 Taux de chargement des boues en fonction de la siccité initiale des boues

Siccité initiale des boues (%)	Taux de chargement des boues (kg boues sèches/m.h)
2	227
3	261
4	295
5	329
6	363

Le coût total de la filtration sur bandes presseuses des boues ayant une siccité initiale de 4 et 6 % peut être estimé à l'aide du programme PIECGBE. Les relations mathématiques présentées ci-dessous estiment le coût de cette technique en fonction de la capacité de traitement.

Siccité de 4 %

$$CT = 217.28 * DM^{-0.6276} \quad R^2 = 0.9230 \quad (33)$$

Siccité de 6 %

$$CT = 209.22 * DM^{-0.6783} \quad R^2 = 0.9394 \quad (34)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Pressoirs rotatifs

La technologie du pressoir rotatif est fort peu énergivore. Une consommation typique de 25 kWh/tbs a été déterminée par les Industries Fournier Inc. Cette valeur est basée en partie sur des essais pilotes effectués à la station d'épuration de la CUM.

Lits de séchage

L'opération des lits de séchage des boues nécessite très peu d'énergie électrique. La dépense électrique inhérente à la déshydratation des boues a été estimée entre 1.1 et 2.2 kWh/tbs par Owen (1982). Le même auteur suggère une consommation de 0.0012 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station. Cette valeur est tirée d'une consommation électrique de 63.7 MWh/jr et d'un débit d'eau de 52.6 Mm³/jr (11 000 unités américaines).

Les coûts d'opération, d'entretien et d'investissement pour la déshydratation des boues sur lits de séchage ont été analysés dans les études du U.S. EPA (1980a, b, 1985). Par exemple, selon cette source le coût total de la filtration sous vide est estimée à 462 \$Can/tbs pour une capacité de 1 tbs/jr et à 154 \$Can/tbs pour une capacité de 5 tbs/jr.

Lits de congélation

Des essais de gel-dégel de boues chimiques d'étangs aérés facultatifs effectués à la station d'épuration de Sainte-Julie (Québec) se sont avérés performants (Goyette *et al.*, 1994). Un coût d'exploitation de 255 \$Can/tbs a été estimé pour le traitement des boues chimiques d'alun par cette technique. En comparaison, les autres techniques de déshydratation seraient nettement plus coûteuses: centrifugeuse (865 \$Can/tbs), filtre-pressé (1 105 \$Can/tbs) et pressoir rotatif (565 à 1 065 \$Can/tbs). Il faut toutefois tenir compte que les coûts de ces derniers procédés comprennent l'amortissement sur le capital, contrairement à la technologie de gel-dégel, pour laquelle le coût d'installation du lit de congélation n'a pas été considéré.

Micro-ondes

Les analyses économiques portant sur l'utilisation des micro-ondes pour le séchage des boues témoignent que cette option technologique ne peut être envisagée que pour déshydrater des boues ayant préalablement subi une étape

de déshydratation mécanique (Collins *et al.*, 1991). Par exemple, les coûts suivants ont été estimés pour déshydrater jusqu'à 90 % de siccité des boues présentant des concentrations initiales en solides différentes: 1 500 \$Can/tbs (5 % solides), 700 \$Can/tbs (10 % solides), 450 \$Can/tbs (15 % solides) et 125 \$Can/tbs (40 % solides). En fait, Collins *et al.* (1991) suggèrent que l'application optimale de cette technologie serait pour déshydrater des boues ayant approximativement 30 à 35 % de solides (déshydratées mécaniquement) jusqu'à 50 % de solides, pour une disposition optimale des boues par incinération.

6.2.4 Séchage thermique

La consommation électrique pour le séchage thermique des boues dépend du design particulier des installations et des principes d'opération de la station. Halcrow Gilbert Associated Ltd (1993) font état d'une consommation moyenne de 150 kWh/tbs. La demande en chaleur pour le séchage des boues est exprimé habituellement en termes de MJ/tonne d'eau évaporée. Une consommation typique de 2 850 MJ/tonne d'eau évaporée a été identifiée pour le séchage thermique des boues d'épuration (Halcrow Gilbert Associated Ltd, 1993).

Les courbes de coûts d'opération et d'investissement pour la pasteurisation des boues établies par U.S. EPA (1980b) permettent d'estimer approximativement le coût total de cette technique. Ainsi, le coût de séchage thermique des boues serait d'environ 615 \$Can/tbs pour une station d'une capacité voisinant 10 tbs/jr.

Le séchage des boues par vapeur d'eau surchauffée et compression mécanique de vapeur nécessiterait une dépense électrique se situant entre 200 et 280 kWh/tbs (Costa, 1993). L'utilisation de la vis chauffante à induction consommerait, quant à elle, environ 170 kWh/tbs selon Paya (1991).

6.3 Disposition et valorisation des boues

Les techniques de disposition ou valorisation peuvent constituer une fraction appréciable des coûts globaux de la gestion des boues d'épuration. Les sections qui suivent présentent un survol de l'économie de ces techniques, ainsi que la dépense énergétique qui est reliée à l'application de ces voies d'élimination finale des boues.

6.3.1 Incinération

Les travaux de Owen (1982), montre que la dépense électrique moyenne associée à l'incinération des boues sur lit de sable fluidisé est de 0.204 kWh/m³. Cette valeur est obtenue à partir d'une consommation électrique totale de 146 MWh/jr avec un débit hydraulique de 0.72 Mm³/jr (18 unités). La co-incinération ou incinération normale des boues est nettement moins coûteuse, du point de

vue énergétique, avec une dépense électrique moyenne estimée à 0.0027 kWh/m³ basée une consommation totale de 81.9 MWh/jr avec un débit hydraulique de 30.9 Mm³/jr (482 unités).

Le Tableau 28 présente une synthèse de la consommation électrique associée à l'incinération conventionnelle ou sur lit de sable fluidisé des boues d'épuration préalablement déshydratées (15 à 45 % de solides).

Tableau 28. Consommation électrique (kWh/tbs) requise pour l'incinération des boues d'épuration municipales (U.S. EPA, 1985)

Type	Siccité initiale (%)	Débit massique	
		3 tbs/jr	30 tbs/jr
Conventionnel	15	329	183
	30	228	91
	45	164	49
Lit de sable fluidisé	15	301	301
	30	260	164
	45	256	70

Le programme PIECGBE permet d'estimer la consommation électrique pour une étape d'incinération des boues sur lit de sable fluidisé. La relation suivante est proposée pour établir la dépense énergétique annuelle (kWh/an):

$$CE = - 70 (DM)^2 + 120\,450 (DM) - 18\,350 \quad (35)$$

où:

CE: consommation électrique (kWh/an)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

Le coût total de l'incinération sur lit de sable fluidisé des boues peut être obtenu à l'aide du programme PIECGBE. La relation mathématique présentée ci-dessous estime le coût de cette option en fonction de la capacité de traitement.

$$CT = 226.16 * DM^{0.1093} \quad R^2 = 0.9796 \quad (36)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Des informations complémentaires concernant les coûts d'incinération des boues selon différents scénarios, sont disponibles dans le document écrit par McDonald *et al.* (1981).

6.3.2 Valorisation des boues sur les terres

Compostage

L'économie du compostage des boues d'épuration en réacteur fermé a été examinée par Li *et al.* (1991). Ainsi, les coûts de construction pour les unités de compostage en réacteur peuvent être approximés par la relation suivante:

$$CCA = 0.062 * V^{0.649} \quad R = 0.888 \quad (37)$$

où:

CCA: coût en capital (M \$Can)

V: volume total du réacteur (m³)

R: coefficient de corrélation

Une variation appréciable des coûts d'implantation des unités de compostage peut être attribuable à l'installation de système de contrôle sophistiqué des odeurs. D'autre part, les coûts d'opération et d'entretien de ces systèmes de compostage peuvent être estimés à l'aide de l'équation présentée ci-dessous:

$$COE = 0.0078 * V - 3.544 \quad R = 0.994 \quad (38)$$

où:

COE: coût d'opération et d'entretien (\$Can/tbs)

V: volume total du réacteur (m³)

R: coefficient de corrélation

Selon Li *et al.* (1991), les coûts en main-d'oeuvre représente 34.6 % des coûts d'opération et d'entretien, alors que la consommation énergétique constitue 22.1 % des coûts et l'amendement des boues 20.0 %.

Le coût total (opération, entretien et amortissement) du compostage des boues par la méthode des piles aérées peut être obtenu à partir de l'étude de Boileau & Associés Inc. *et al.* (1989). L'équation suivante exprime le coût de cette technique en fonction de la capacité de traitement.

$$CT = 624.88 * DM^{0.5680} \quad R^2 = 0.9261 \quad (39)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

La consommation électrique inhérente au compostage des boues en piles aérées a été estimée à environ 4.4 kWh/tbs (Owen, 1982).

Épandage agricole

Le coût total associé à la disposition des boues sur les terres agricole peut être évalué à partir du programme PIECGBE. Les équations suivantes expriment le coût de cette technique de valorisation des boues en fonction du débit massique de boues présentant des siccités de 4, 6, 17, 22 et 35 %.

Siccité de 4 %

$$CT = -4.72 * DM + 187 \quad R^2 = 0.9999 \quad (40)$$

Siccité de 6 %

$$CT = -3.11 * DM + 124 \quad R^2 = 0.9996 \quad (41)$$

Siccité de 17 %

$$CT = -1.38 * DM + 55 \quad R^2 = 0.9998 \quad (42)$$

Siccité de 22 %

$$CT = -1.06 * DM + 42 \quad R^2 = 0.9976 \quad (43)$$

Siccité de 35 %

$$CT = -0.63 * DM + 25 \quad R^2 = 0.9993 \quad (44)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Les formules présentées ci-dessus ne tiennent pas compte du coût de transport des boues jusqu'aux sols agricoles, lequel peut être approximé, en tenant compte de la distance de transport, en consultant l'étude de Boileau & Associés Inc. *et al.* (1989).

Autres types d'application sur les terres

Les coûts d'opération, incluant la dépense énergétique, ainsi que les coûts d'entretien et d'amortissement associés aux autres techniques de disposition des boues sur les terres (réhabilitation de sol, valorisation sylvicole, etc.) ont été analysés dans les documents du U.S. EPA (1980a, b, 1985).

6.3.3 Enfouissement sanitaire

Le coût total de l'enfouissement des boues en tranchées peut être obtenu à partir du programme PIECGBE. Les équations suivantes expriment le coût de cette technique de disposition des boues en fonction du débit massique de boues déshydratées à 17, 22 et 35 %.

Siccité de 17 %

$$CT = 88.85 * DM^{-0.2061} \quad R^2 = 0.9618 \quad (45)$$

Siccité de 22 %

$$CT = 72.785 * DM^{-0.2337} \quad R^2 = 0.9604 \quad (46)$$

Siccité de 35 %

$$CT = 51.741 * DM^{-0.2911} \quad R^2 = 0.9549 \quad (47)$$

où:

CT: coût total (\$Can/tbs)

DM: débit massique des boues (tbs/jr)

R²: coefficient de détermination

Les formules présentées ci-dessus ne tiennent pas compte du coût de transport des boues, lequel peut être approximé, en tenant compte de la distance de transport, en consultant l'étude de Boileau & Associés Inc. *et al.* (1989).

6.3.4 Production de combustibles

La pyrolyse des boues est un traitement particulièrement énergivore avec une dépense électrique moyenne estimée à 0.3455 kWh/m³ d'eaux usées traitées à la station d'épuration (Owen, 1982).

L'application industrielle des procédés de production de combustible par pyrolyse ou liquéfaction thermochimique dépend des coûts d'énergie et de la comparaison économique avec les procédés classiques d'incinération (Degrémont, 1989). Skrypski-Mantele *et al.* (1993) ont comparé les coûts de disposition des boues par fabrication d'huile et ont conclu que cette approche peut être compétitive (environ 247 à 393 \$Can/tbs) par rapport à l'incinération (570 à 834 \$Can/tbs) et au séchage thermique des boues (388 \$Can/tbs).

7. Identification des technologies et pratiques d'intérêt pour le contexte québécois

La consommation électrique associée au traitement et à l'élimination ou valorisation des boues d'épuration représente une proportion de plus en plus importante de la demande énergétique globale des ouvrages d'assainissement des eaux usées municipales. Compte-tenu de l'apport énergétique et des multiples mesures potentielles d'économie d'énergie dans ces domaines, la gestion des boues d'épuration représente un secteur d'exploration d'un intérêt évident. L'étude de la demande électrique concernant les boues d'épuration doit s'exercer à diverses étapes de la chaîne de traitement, soit au niveau de l'épaississement des boues, de la stabilisation et du traitement de celles-ci, du conditionnement et de la déshydratation de cette biomasse, et finalement, de leur élimination finale dans l'environnement. Les pages suivantes présentent donc une analyse de la consommation électrique et des mesures et pratiques d'économies énergétiques en relation à ces différentes phases de la gestion des boues d'épuration.

7.1 Stabilisation et traitement des boues

La stabilisation biologique des boues d'épuration municipales est une pratique courante au Québec, afin de réduire les teneurs en microorganismes pathogènes, pour diminuer les odeurs nauséabondes et la putrescibilité des boues, ainsi que pour diminuer, dans certains cas, le volume de boues à disposer dans l'environnement.

Au Québec, la stabilisation des boues dans les 60 usines (excluant la CUM et la CUO) de type boues activées, biodisques et biofiltration s'effectue principalement par digestion aérobie mésophile ou encore par stockage aérobie. En effet, la faible capacité hydraulique de traitement de ces diverses stations (< 4 tbs/jr à l'exception de Sherbrooke avec une production estimée de 5.1 tbs/jr) a fait en sorte de privilégier l'implantation de procédés de digestion aérobie énergivores (frais élevés d'opération et coûts d'investissement moindres), aux dépens de procédés de digestion anaérobie, tel qu'utilisé à la CUO, peu énergivores (faibles frais d'opération, mais coûts très élevés d'investissement). Il faut également prendre note que quelques petites stations d'épuration ne comprennent pas d'étape de stabilisation des boues, celles-ci étant déshydratées, puis transportées jusqu'à un site d'enfouissement sanitaire.

Le Tableau 29 résume, à partir de l'information recueillie dans le chapitre précédent, la consommation électrique et les coûts totaux associés à l'utilisation des principales technologies de stabilisation et traitement des boues d'épuration. Les données présentées ont été calculées pour des stations de faibles capacités (1 et 5 tbs/jr), soit une population desservie se situant respectivement entre 15 000 et 20 000 personnes et entre 75 000 et 100 000 personnes.

Tableau 29 Consommation électrique et coût typiques des procédés de stabilisation et traitement des boues*

Technologies	Consommation électrique (kWh/tbs)		Coût total (\$Can/tbs)	
	(1 tbs/jr)	(5 tbs/jr)	(1 tbs/jr)	(5 tbs/jr)
Digestion aérobie	875	875	236	109
Digestion anaérobie	136	71	445	183
Chaulage	2	2	164	74
Pasteurisation	181	138	302	82
Biolixiviation-digestion**	198	198	476	216
Biolix. au sulfate ferreux**	287	218	294	154
Lixiviation chimique**	52	30	214	103

* Les coûts et la consommation électrique sont basés sur une siccité initiale des boues de 4 %.

** Comprend les étapes de solubilisation des métaux, de neutralisation des boues et de précipitation des métaux.

Les coûts typiques de traitement des boues exposés au Tableau 29 montrent, en effet, que pour des stations de faibles capacités (1 et 5 tbs/jr), la digestion aérobie s'avère nettement moins onéreuse que la digestion anaérobie, malgré une consommation électrique nettement supérieure. Le traitement chimique des boues par chaulage apparaît être une approche économique et peu énergivore pour la stabilisation des boues d'épuration. Il faut toutefois noter que dans ce cas, comme pour la stabilisation thermique (pasteurisation), la matière biodégradable ne subit pas de réduction notable; La stabilisation des boues s'effectuant seulement par une baisse appréciable de l'activité biologique. Les procédés de décontamination s'avèrent aussi une option technologique fort intéressante, tant sur le plan économique que du point de vue énergétique, pour le remplacement de la digestion aérobie conventionnelle dans les stations traitant un faible débit massique de boues.

Étant donné les longs temps de résidence dans les bassins, les boues des traitements par lagunage (aéré et non-aéré) sont considérées comme étant stabilisées. Elles peuvent ainsi être disposées dans des sites d'enfouissement sanitaire. Toutefois, leur disposition économique constitue un problème technique non encore bien résolu: la raréfaction des lieux d'enfouissement et la hausse des taxes de disposition justifient maintenant la recherche de nouveaux

débouchés. Pour ce faire, des méthodes de stabilisation et de déshydratation de ces boues, peu coûteuses et possiblement intégrées dans des unités mobiles, devront être utilisées.

Les boues produites dans les stations de la CUQ et de la CUM sont présentement séchées, puis incinérées. Certaines initiatives de RD&D sont en cours afin d'évaluer la faisabilité technico-économique de l'épandage agricole et sylvicole des boues. Une telle pratique, largement répandue à travers le monde, environ 30 à 40 % des boues produites sont utilisées pour la fertilisation des sols, requiert toutefois une étape préalable de stabilisation biologique, chimique ou thermique de cette biomasse. De plus, une proportion importante des boues municipales est contaminée par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, etc.), ce qui peut empêcher leur utilisation en agriculture.

La gestion des boues d'épuration au Québec fera inévitablement l'objet de divers transferts technologiques au cours des prochaines années. Les améliorations technologiques qui seront apportés aux ouvrages d'assainissement des eaux usées entraîneront certainement une variation significative au niveau de la demande d'énergie électrique. Examinons brièvement les opportunités d'économie d'énergie se rattachant aux procédés usuels de stabilisation des boues, ainsi qu'à certaines nouvelles voies technologiques.

Le remplacement des diffuseurs à grosses bulles par des diffuseurs à fines bulles présentant une meilleure capacité d'oxygénation, tout comme l'installation de système de contrôle automatisé de la teneur en oxygène dissout sont des mesures profitables pour réduire les pertes d'énergie électrique. Les économies d'énergie réalisées dans ces cas permettent de rembourser, dans un délai assez bref, le coût initial d'investissement.

Au niveau de la stabilisation anaérobie, la mise au point au cours des dernières années d'un digesteur optimisé de type "egg-shaped" permet de diminuer la dépense électrique inhérente à ce type de traitement des boues (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b). Il existe toutefois fort peu de digesteurs anaérobies au Québec, ce qui diminue l'intérêt à apporter à ces nouveautés technologiques.

L'opération de la digestion aérobie à l'oxygène pur permet de diminuer appréciablement la consommation d'électricité des digesteurs aérobie. Cependant, cette option nécessite une certaine reconfiguration des digesteurs, afin de réduire les pertes en oxygène non-transférée à la phase liquide. De plus, il faut considérer les coûts élevés d'approvisionnement ou de préparation de l'oxygène purifié. Tenant compte de ces facteurs, il appert que la digestion aérobie à l'oxygène pur ne soit pas vouée à un développement significatif au Québec.

Le remplacement du procédé conventionnel de digestion aérobie par d'autres variantes technologiques pourrait également concourir à réduire la consommation électrique. La digestion aérobie-anoxie, développée durant les dernières années, permet de diminuer d'environ 40 % les coûts associés à l'aération des boues, sans pour autant affecter significativement la qualité du traitement. Ce procédé se caractérise par l'emploi successif de deux phases; une première étape dans laquelle les boues sont aérées normalement, suivie d'une autre étape dans laquelle l'aération des boues est arrêtée. Lors de cette phase anoxie, les ions nitrates générées lors de la phase aérobie servent d'accepteur d'électrons pour l'oxydation des matières organiques. Par la suite, une autre étape aérobie prend place permettant de continuer la digestion des boues et également la nitrification de l'azote ammoniacal (Hao et Kim, 1990; Jenkins et Mavinic, 1989a, b; Peddie et Mavinic, 1990).

En considérant que 80 % des boues produites dans les 60 stations de type boues activées, biofiltration et biodisques subissent une stabilisation par digestion aérobie ou stockage aérobie et que celles-ci exigent une consommation électrique typique de 875 kWh/tbs (Boileau et Associés Inc. et al., 1989), une consommation énergétique annuelle de 12 319 MWh peut être estimée pour l'opération des digesteurs aérobie au Québec. En terme économique, cette consommation correspond à une dépense de 750 000 \$/an, en utilisant un coût unitaire de 0.061 \$/kWh (Blais et al., 1994a). En supposant que la digestion aérobie-anoxie soit appliquée dans ces stations, en remplacement de la digestion ou stockage aérobie conventionnels, une économie de l'ordre de 300 K \$/an pourrait être observée. *Le procédé de digestion aérobie-anoxie qui pourrait sans doute être facilement intégré dans les stations d'épuration municipales québécoises, constitue dès, lors un axe de RD&D à privilégier.*

L'opération de procédés de digestion aérobie ou anaérobie thermophile, très performants pour la stabilisation microbiologique des boues, est également une voie à explorer comme technologies de substitution. En effet, ces procédés ayant des cinétiques d'oxydation plus élevées, les temps de rétention des boues sont diminués, ce qui permet de réduire l'énergie dédiée à l'aération et au brassage des boues dans les réacteurs (Gould et Drnevich, 1978; Kelly et al., 1993; Vismara, 1985).

La combinaison de procédés thermophiles et mésophiles apparaît également une approche intéressante pour réduire la consommation énergétique. Un exemple de cette application est le développement du procédé combinant la digestion aérobie thermophile suivie d'une étape de digestion anaérobie mésophile (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b).

Quelques autres variantes technologiques de traitement des boues ont également été avancées à la suite de divers travaux scientifiques. Par exemple, les connaissances actuelles portant sur les technologies de décontamination des boues d'épuration développées à l'INRS-Eau, indiquent clairement que

l'opération de celles-ci puisse résulter en une réduction de la consommation électrique associée au traitement des boues. Il faut de plus noter les autres avantages inhérents à ces procédés en comparaison aux procédés conventionnels, tels que la digestion aérobie ou anaérobie; enlèvement efficace des métaux lourds pour une utilisation des boues en agriculture, meilleure destruction des germes pathogènes, hausse de la filtrabilité des boues et très bonne compétitivité économique. *De fait, la démonstration, à l'échelle réelle, de ces produits technologiques de décontamination des boues d'épuration serait également à explorer.*

Le compostage ou co-compostage des boues d'épuration préalablement déshydratées est une pratique de plus en plus testée, notamment aux États-Unis (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b). Cependant, au Québec, étant donné le climat peu propice, cette technique de stabilisation des boues est fort peu utilisée. L'amélioration des diverses variantes de compostage, réalisée en bonne partie par le développement d'électrotechnologies plus performantes au niveau du broyage, du mélange, du convoyage, de la ventilation et des soufflantes, fait en sorte de hausser l'intérêt de cette approche. La faisabilité du compostage sera étudiée pour le traitement des boues produites à la station de la CUM.

Le chaulage des boues est largement répandu aux États-Unis, mais n'est pas une pratique courante au Québec. *Étant donné la nature souvent très acide des sols agricoles dans nos régions, ainsi que la très faible demande d'électricité requise pour ce traitement, il appert que cette alternative devrait être examinée plus soigneusement.* D'ailleurs, des recherches déjà réalisées ont permis le développement de systèmes de chaulage (dosage de produits chimiques, convoyage et mélange) nécessitant un faible apport énergétique (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b).

7.2 Déshydratation et séchage des boues

L'épaississement est une technique permettant de hausser le contenu en solides des boues en enlevant 60 à 80 % de la fraction liquide. Cette baisse du volume de boues permet de diminuer les infrastructures des procédés en aval, tels que, en particulier, la capacité des digesteurs aérobies et anaérobies ainsi que le dimensionnement des équipements de déshydratation des boues. Ce faisant, cette pratique relativement peu énergivore, principalement pour le cas de la sédimentation gravitaire, entraîne une réduction substantielle de l'apport énergétique pour la stabilisation et la déshydratation des boues.

Une analyse serait donc souhaitable afin de vérifier, dans les stations d'épuration municipales, les possibilités de mise en place de techniques d'épaississement des boues. Des efforts de recherche devraient également porter sur l'efficacité, in situ, des systèmes implantés, afin d'une part, d'optimiser ces unités et, d'autre part, de définir si le type d'épaississeur employé constitue le meilleur choix technologique pour la situation donnée.

D'une manière générale, les boues sont chimiquement conditionnées avant de subir une déshydratation mécanique. Comme la quantité de produits chimiques entrant dans le conditionnement des boues varie beaucoup, la réduction de l'utilisation des produits chimiques aura aussi un effet sur la dépense d'énergie dans le système. Les gains résultant de ce type de mesure d'économie énergétique électrique (MEEE) sont cependant forts modestes, étant donné la faible contribution au bilan énergétique de cette étape de traitement relativement à la chaîne complète de traitement des boues d'épuration. Les mesures d'économie d'énergie pour le conditionnement chimique des boues se limitent donc principalement à l'utilisation de moteurs et de pompes plus performantes.

Une autre approche employée à l'étranger pour le conditionnement des boues consiste en un prétraitement thermique. Le chauffage sous pression des boues sur une courte période permet une meilleure coagulation des solides suite aux bris de structures cellulaires de la biomasse. Les frais d'opération très élevés de cette technologie font en sorte que seule les très grosses stations d'épuration peuvent opérer un tel système (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b).

Par contre, l'utilisation d'un traitement acide avec ou sans combinaison avec un traitement thermique permet de hausser considérablement la déshydratabilité des boues, tout en agissant comme méthode de stabilisation partielle de cette biomasse. *Il serait donc recommandable d'explorer ce nouveau type de conditionnement, afin d'une part, d'améliorer les mauvais rendements de déshydratation des boues obtenus couramment dans les stations d'épuration québécoises, et d'autre part, de hausser le niveau de destruction des germes pathogènes atteint par les techniques conventionnelles de stabilisation des boues.*

La technique de conditionnement par gel-dégel est particulièrement intéressante au Québec et devrait faire l'objet de travaux plus poussés, tant pour le traitement des boues d'étangs, que pour les boues produites dans les autres types d'usines.

Le Tableau 30 résume, à partir de l'information recueillie dans le chapitre précédent, la consommation électrique et les coûts totaux associés à l'utilisation des principales technologies d'épaississement, de conditionnement et de déshydratation des boues d'épuration. Les données présentées ont été calculées pour des stations de faibles capacités (1 et 5 tbs/jr), soit une population desservie se situant respectivement entre 15 000 et 20 000 personnes et entre 75 000 et 100 000 personnes.

Pour ce qui est de la déshydratation des boues, plusieurs techniques sont couramment utilisées: filtres-presses à bandes presseuses, filtres-presses à plateaux, filtres sous-vide, centrifugeuses, etc. Au Québec, la déshydratation des boues d'épuration s'effectue dans la plupart des cas par filtration sur bandes presseuses. Cette technique est la moins énergivore des options

technologiques courantes. Son efficacité est cependant limitée (< 25 % de siccité du gâteau). Une innovation intéressante, déjà examinée au laboratoire des technologies électrochimiques et des électrotechnologies d'Hydro-Québec à Shawinigan, comprend la combinaison d'une étape de séchage par radiation infrarouge à la filtration sur bandes presseuses. *Cette méthode prometteuse, permettant de hausser le rendement de déshydratation des boues, devrait être explorée dans le cadre d'une étude pilote.*

L'implantation progressive de la technologie du presseur rotatif comme technique de déshydratation des boues dans les stations d'épuration québécoises est également à encourager, tant sur le point de la réduction de la consommation électrique, qu'au niveau de l'efficacité de ce procédé en comparaison à la filtration sur bandes presseuses.

Tableau 30 Consommation électrique et coût typiques des procédés d'épaississement, de conditionnement et de déshydratation des boues*

Technologies	Consommation électrique (kWh/tbs)		Coût total (\$Can/tbs)	
	(1 tbs/jr)	(5 tbs/jr)	(1 tbs/jr)	(5 tbs/jr)
Épaississement gravitaire	12	4	90	48
Flottation à l'air dissous	173	157	97	45
Conditionnement chimique	3	3	97	54
Centrifugation	35	32	191	62
Filtration sous vide	70	62	462	154
Filtration sur presses à plateaux	42	42	260	95
Filtration sur bandes presseuses	40	40	217	79
Lit de séchage	2	2	113	86

* Les coûts et la consommation électrique sont basés sur une siccité initiale des boues de 4 %, à l'exception de la flottation et de la décantation avec une siccité initiale de 2 %.

Le séchage thermique des boues, tel que pratiqué à la station de la CUO, permet de hausser la siccité des gâteaux de boues après déshydratation mécanique. De plus, il peut être considéré comme une méthode de stabilisation des boues. En effet, la chaleur atteinte lors du séchage occasionne la

destruction des microorganismes pathogènes. En ce sens, la substitution des procédés conventionnels de stabilisation des boues, par un séchage à la vapeur ou par infrarouge sont intéressantes. Il faut toutefois considérer que le séchage des boues peut difficilement être envisagé dans les petites stations d'épuration, lesquelles sont nombreuses au Québec. Le marché du séchage thermique des boues semble donc limité dans le contexte particulier de la gestion des boues municipales au Québec.

7.3 Disposition et valorisation des boues

L'amélioration de l'efficacité énergétique des incinérateurs à boues constitue également un domaine à explorer, puisqu'une partie importante des boues d'épuration générées au Québec sont incinérées (CUM et CUQ). L'efficacité énergétique des incinérateurs à foyers multiples peut être accrue par un meilleur contrôle des facteurs intervenant dans l'établissement du rendement, tout en réduisant la consommation d'électricité et/ou de gaz naturel. Ainsi, un meilleur contrôle de l'alimentation d'air de combustion, l'installation d'un analyseur d'oxygène sec, un nouveau système de maintien de la température par atomisation d'eau plutôt que celui par adduction d'air frais sont des mesures ayant été évaluées et en bonne partie instaurées à la station d'épuration de la CUM (Bégin, 1993). Selon des estimés, une économie annuelle de l'ordre de 300 000 \$Can sera engendrée par ces mesures d'efficacité énergétique.

La vapeur produite lors de l'incinération des boues peut également être employée pour divers usages dans la station, permettant ainsi une réduction de la consommation électrique. Par exemple, celle-ci peut servir à la production d'eau chaude pour les besoins de la station. Elle peut être employée pour le séchage thermique des boues. Finalement, divers systèmes de chauffage électrique peuvent être remplacés par des systèmes à la vapeur.

Plus globalement, des recherches devraient être réalisées afin d'étudier les possibilités de récupération et de réutilisation de la chaleur produite dans les diverses étapes de traitement dans les stations d'épuration. En effet, plusieurs procédés, notamment les procédés biologiques, sont fortement influencés par la température de réaction. L'optimisation de l'utilisation de la chaleur dans les stations permettrait de hausser les performances épuratoires et de réduire la dépense électrique. La mise en place d'échangeur de chaleur entre les eaux affluentes et effluentes des stations d'épuration constitue un exemple intéressant de récupération thermique.

La valorisation sur les terres (épandage agricole ou sylvicole, compostage) des boues d'épuration représente une option tout à fait valable pour l'élimination finale des boues, dans la mesure où celles-ci ne posent pas de problème de contamination par les métaux lourds. En fait, cette voie semble, pour l'instant, plus réaliste sur le plan économique que la valorisation des boues par production de combustibles ou par fabrication de matériaux de construction, et s'inscrit plus favorablement dans l'éthique écologique, que l'enfouissement de

cette biomasse. Des études de recyclage de boues dans la fabrication de matériaux de construction pourraient toutefois être souhaitables, notamment dans les cas où les stations d'épuration sont situées à proximité de cimenterie.

Conclusion

Le traitement des eaux usées municipales génère inévitablement la production de boues résiduelles. L'élimination de ces boues, constituées de matières organiques riches en éléments nutritifs, constitue un problème de plus en plus aigu. La production mondiale de boues d'épuration est présentement estimée aux environs de 30 millions de tonnes de boues sèche annuellement. De ceci, les stations d'épuration au Québec génèrent approximativement 130 000 tbs/an.

La majorité des municipalités québécoises traitent leurs eaux usées par la technique des étangs aérés. À l'heure actuelle, près de 200 stations d'épuration québécoises, desservant environ 635 000 personnes, exploitent ces systèmes d'étangs aérés. Il est prévu qu'au terme du programme d'assainissement du Québec, près de 600 stations utiliseront ce type de traitement. La production globale de boues provenant des étangs aérés au Québec devrait, à ce moment, se situer à près de 10 000 tbs/an.

La station d'épuration de la CUM produit annuellement, à elle seule, près de 80 000 tbs, la CUQ environ 16 000 tbs/an et la CUO approximativement 6 000 tbs/an. Les boues de la CUM sont incinérées après déshydratation sur filtres presses à plateaux et maintenant sur presseurs rotatifs. À la CUQ, les boues sont également incinérées, après filtration sur bandes presseuses et séchage thermique. Les boues de la CUO sont séchées, granulées et valorisées comme engrais.

Dans les stations québécoises de plus petites capacités, les boues sont habituellement stabilisées (stockage et/ou digestion) par voie aérobie, déshydratées sur filtres à bandes presseuses et disposées par enfouissement sanitaire ou encore, dans certains cas, par valorisation agricole. En excluant les boues d'épuration produites aux stations de la CUM, de la CUQ, de la CUO ainsi que les boues générées dans les systèmes de lagunage et de fosses septiques, la production annuelle de boues pour le reste du parc de stations peut être estimée à près de 17 600 tbs/an.

L'élimination finale des boues est, dans bien des cas, limitée par la présence de substances potentiellement toxiques, de microorganismes pathogènes ou encore simplement par le pouvoir fermentescible des boues, qui résulte en la production d'odeurs nauséabondes après disposition de cette biomasse dans l'environnement. Les boues d'épuration doivent donc, habituellement, subir une étape de stabilisation ou de traitement, avant leur déshydratation et leur valorisation ou disposition finale.

La présente étude a donc permis de faire le point sur les techniques usuelles de stabilisation des boues, soit les procédés de digestion aérobie et anaérobie mésophiles, le lagunage et le chaulage des boues. De plus, les nouvelles alternatives technologiques qui ont été proposées à travers le monde ont aussi été recensées, dont: Les digestions aérobie ou anaérobie

autothermiques thermophiles, les digestions mixtes (pré-digestion aérobie thermophile suivie de la digestion anaérobie mésophile ou la digestion anaérobie mésophile suivie d'une digestion aérobie thermophile), le procédé de digestion anoxie-aérobie, la stabilisation chimique par fixation chimique ou par traitement acide, la stabilisation thermique couplée ou non à un traitement acide ou avec pressurisation, l'oxydation chimique, la pasteurisation, la radiation ionisante, la presseurisation et les procédés de décontamination des boues.

De ces nouvelles technologies, le procédé de digestion anoxie-aérobie et les procédés de décontamination des boues sont forts prometteurs, tenant compte du contexte québécois, et devraient faire l'objet de travaux de démonstration à l'échelle préindustrielle ou industrielle. Les procédés de décontamination sont d'autant plus intéressants qu'en Amérique du Nord et en Europe, environ 50 % des boues produites par les usines d'épuration municipales contiennent des concentrations en métaux lourds qui excèdent les normes recommandées pour l'épandage agricole.

Les techniques usuelles menant à la déshydratation des boues, tels que la décantation, la flottation, le conditionnement chimique, la centrifugation, la filtration sous vide, la filtration sous pression, la filtration sur bandes presseuses, les presses à vis et le lit de séchage, ont été revues dans ce document. De même, les nouveaux procédés de conditionnement et de déshydratation des boues ont été décrits et analysés. Parmi eux notons: Le conditionnement thermique ou par traitement acide, le conditionnement et la déshydratation par gel-dégel, le conditionnement par charges, par électro-acoustique-osmose et par solvants ou huiles, la déshydratation sur filtres-presses à membranes, sur presseur rotatif, ou encore par utilisation de micro-ondes. Les diverses techniques de séchage thermique ont aussi été discutées.

L'analyse de la documentation existante témoigne que le conditionnement thermique ou par traitement acide, devrait être évalué sérieusement. L'application de ces techniques pourrait, en effet, permettre d'améliorer les mauvais rendements de déshydratation des boues obtenus couramment dans les stations d'épuration québécoises, et d'autre part, de hausser le niveau de destruction des germes pathogènes atteint par les techniques conventionnelles de stabilisation des boues.

La technique de conditionnement et déshydratation par gel-dégel est particulièrement intéressante pour les stations d'épuration québécoises et devrait faire l'objet de travaux plus poussés, tant pour le traitement des boues d'étangs, que pour les boues produites dans les autres types d'usines.

Une innovation intéressante, déjà envisagée au laboratoire des technologies électrochimiques et des électrotechnologies d'Hydro-Québec à Shawinigan, comprend la combinaison d'une étape de séchage par radiation infrarouge à la filtration sur bandes presseuses. Cette méthode prometteuse,

permettant de hausser le rendement de déshydratation des boues, devrait être explorée dans le cadre d'une étude pilote.

L'implantation progressive de la technologie du presseur rotatif comme technique de déshydratation des boues dans les stations d'épuration québécoises est également à encourager, tant sur le point de la réduction de la consommation électrique, qu'au niveau de l'efficacité de ce procédé en comparaison à la filtration sur bandes presseuses.

Diverses alternatives sont possibles pour la disposition finale des boues dans l'environnement. La valorisation sur les terres, soit par épandage agricole ou sylvicole, ou encore par production de compost, représente une pratique souhaitable des points de vue écologique et économique, en autant que les boues ne présentent pas de risque de contamination par les microorganismes pathogènes et surtout par les métaux toxiques. Plusieurs autres pratiques ont été discutées dans ce document, dont: la réhabilitation des sols et l'enfouissement sanitaire, le rejet en mer, l'incinération, la fusion-vitrification, la production de combustibles (huiles lourdes) par pyrolyse et liquéfaction thermo-chimique, la fabrication de matériaux de construction (briques et ciment), ainsi que l'utilisation des boues dans la préparation de papier et de peinture, dans l'alimentation animale et pour l'extraction de composantes (protéines, vitamines et graisses). De ces alternatives, le recyclage des boues dans la fabrication de matériaux de construction pourraient être envisagés et testés, notamment dans les cas où les stations d'épuration sont situées à proximité de cimenterie.

Ce rapport trace donc un portrait technique, économique ainsi qu'énergétique des divers procédés usuels et innovateurs pour la gestion des boues d'épuration municipales.

Bibliographie

- Adams R.B.** (1988) *Fate of heavy metals in sludge amended brick*. Mémoire de maîtrise, Université Purdue, West Lafayette, Indiana.
- Adamu C.A., P.F. Bell et C. Mulchi** (1989) Residual metal concentrations in soils and leaf accumulations in tobacco a decade following farmland application of municipal sludge. Environ. Pollut. **56**, 113-126.
- Adrian D.D.** (1978) *Sludge dewatering and drying on sand beds*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-78-141, août.
- Alleman J.E. et N.A. Berman** (1984) Constructive sludge management: Biobrick. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **110(2)**, 301-311.
- Alleman J.E., E.H. Bryan, T.A. Stumm, W.W. Marlow et R.C. Hocevar** (1990) Sludge-amended brick production: applicability for metal-laden residues. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 309-317.
- Alloway B.J. et A.P. Jackson** (1991) The behavior of heavy metals in sewage sludge-amended soils. Sci. Total Environment **100**, 151-176.
- AMSA** (1987) *Sludge analysis survey of 59 member agencies*. Association of Municipal Sewerage Agencies, Washington, DC, U.S.A.
- Andersson L.G.** (1980) *Energy Savings at Wastewater Treatment Plants*. Commission des Communautés Européennes, Luxembourg, Belgique.
- Andreasen I. et B. Nielsen** (1993) A comparative study of full-scale sludge dewatering equipment. Wat. Sci. Technol. **28(1)**, 37-45.
- Andrews J.F.** (1989) Dynamics, stability and control of the anaerobic digestion process. Dans: *Dynamics modeling and expert systems in wastewater engineering*. G.G. Patry et D. Chapman (éds.), Lewis Publishers inc., Chelsea, MI, U.S.A.
- Appleton A.R.Jr. et A.D. Venosa** (1986) Technology evaluation of the dual digestion system. J. Wat. Pollut. Control Fed. **58**, 764-773.
- Arnot J.M., J.D. McNeil et B.F.J. Wallis** (1991) Operation experiences of sludge application to forest sites in Southern Scotland. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 139-153.

- Aziz M.A. et L.C.C. Koe** (1990) Potential utilization of sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 277-285.
- Babbitt H.E.** (1931) Sewage investigations at the University of Illinois. Sewage Works **3(4)**,.
- Babich H., M.A. Devanas et G. Stotzky** (1985) The mediation of mutagenicity and clastogenicity of heavy metals by physicochemical factors. Environ. Res. **37**, 253-286.
- Banks J.A.Jr et W.K. Lederman** (1990) Innovative sludge drying bed design. Public Works **Septembre**, 112, 134.
- Barbulescu A.** (1985) Le presseur rotatif à sabot. un nouveau venu dans le traitement des boues. 8^e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 19 et 20 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu.
- Barbulescu A. et J. Barbulescu** (1989) The basic theory of the rotary press. Filtech Conference, Karlsruhe, Volume 2, Filtration Society, Leicester, Royaume-Uni, Compte rendu.
- Barrette L.M., J.F. Blais, N. Hammou, N. Meunier, E. Salvano, J.L. Sasseville et P. Vachon** (1992a) *Les procédés de décontamination des résidus miniers et des boues d'épuration municipales*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 1, J.L. Sasseville, J.F. Blais et L.M. Barrette (éditeurs), avril, INRS-Eau, Université du Québec.
- Barrette L.M., J.F. Blais, N. Hammou, R. Kunde, R. Lebcir, N. Meunier, E. Salvano, J.L. Sasseville, I. Toromanoff, R.D. Tyagi et P. Vachon** (1992b) *Les procédés de décontamination des résidus miniers et des boues d'épuration municipales*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 3, J.L. Sasseville, J.F. Blais, L.M. Barrette et I. Toromanoff (éditeurs), novembre, INRS-Eau, Université du Québec.
- Barrette L.M., J.F. Blais, S. Brassard, N. Hammou, R. Kunde, R. Lebcir, N. Meunier, M. Proulx, E. Salvano, J.L. Sasseville, I. Toromanoff, R.D. Tyagi et P. Vachon** (1992c) *Les procédés de décontamination des résidus miniers et des boues d'épuration municipales*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 2, J.L. Sasseville et J.F. Blais (éditeurs), août, INRS-Eau, Université du Québec.
- Baturay A., C. Lue-Hing, B. Sawyer et D. Zenz** (1992) Incineration of municipal sewage sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4,

Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 8, pp. 377-416.

- Baxter J.C., D.E. Johnson et E.W. Kienholz (1980)** Uptake of trace metals and persistent organics into bovine tissues from sewage sludge - Denver project. Dans: *Health Risks of Land Application*. G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éds), Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 285-310.
- Bayes C.D., C.M.A. Taylor et A.J. Moffat (1991)** Sewage sludge utilisation in forestry: the UK research programme. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 115-138.
- Beauregard J.P. et A. Boutard (1993)** Étude prospective du potentiel de valorisation énergétique des eaux usées: étude de cas. 16^e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 9 au 11 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 53-62.
- Becker N.S., W.J. Chen, R.J. Eldredge et S.A. Swinton (1989)** Recovery of heavy metals from municipal and industrial wastewaters with magnetic ion exchange resins. 12th International Symposium of Wastewater Treatment, 20 et 21 nov., Montréal, Québec, Canada, pp. 77-95.
- Bégin G. (1993)** *Programme de gestion de l'énergie à la station d'épuration des eaux usées de la communauté urbaine de Montréal*. CUM, Montréal, Québec, Canada, 19 pages.
- Beker D. et J.J. van den Berg (1991)** Environmental aspects of landfilling sewage sludge. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 243-261.
- Benmoussa H, P.G.C. Campbell, R.D. Tyagi et J.F. Blais (1994)** Lixiviation biologique des métaux toxiques et stabilisation des boues municipales. *Wat. Pollut. Res. J. Can.* **29**, 39-52.
- Benmoussa H., R.D. Tyagi, J.F. Blais et P.G.C. Campbell (1992)** Étude conjointe de la lixiviation biologique des métaux lourds et de la stabilisation des boues municipales. 8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu.
- Berg G. et D. Berman (1980)** Destruction by anaerobic mesophilic and thermophilic digestion of viruses and indicator bacteria indigenous to domestic sludges. *Appl. Environ. Microbiol.* **39**, 361-368.

- Berry C.R. et D.X. Marx** (1980) Significance of various soil amendments to borrow pit reclamation with loblolly pine and fescue. Reclamation Rev. **3**, 87-94.
- Bertucci J.J. et S.J. Sedita** (1992) Microbiology of sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 4, pp. 139-179.
- Bhatty J.I. et K.J. Reid** (1989) Compressive strength of municipal sludge ash mortars. ACI Mater. J. **86(4)**, 394-400.
- Blais J.F.** (1992) *Biolixiviation des métaux lourds des boues d'épuration municipales. I. Aspects microbiologiques*. Thèse de doctorat, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada.
- Blais J.F.** (1994) Décontamination et stabilisation des boues d'épuration municipales. 11^e Congrès Scientifique de l'Association des Microbiologistes du Québec, 17 et 18 septembre, Sainte-Foy, Québec, Canada, Compte rendu.
- Blais J.F., J.C. Auclair et R.D. Tyagi** (1992a) Cooperation between two *Thiobacillus* strains for heavy metals removal from municipal sludge. Can. J. Microbiol. **38**, 181-187.
- Blais J.F., K. Mamouny, K. Nlombi, J.L. Sasseville et M. Létourneau** (1994a) *Les mesures d'efficacité énergétique électrique dans le secteur de l'eau. Volume 3. Les mesures d'efficacité énergétique pour l'épuration des eaux usées municipales*. Projet mandaté par Hydro-Québec, J.L. Sasseville et J.F. Blais (éditeurs), avril, rapport scientifique No. 405-3, INRS-Eau, Université du Québec, 160 pages + 4 annexes.
- Blais J.F., N. Meunier et R.D. Tyagi** (1993a) Utilisation de bactéries oxydant le soufre élémentaire pour la décontamination des boues d'épuration municipales. 10^e Congrès Scientifique de l'Association des Microbiologistes du Québec, 18 et 19 septembre, Laval, Québec, Canada, Compte rendu.
- Blais J.F., N. Meunier et R.D. Tyagi** (1994b) New approach for the stabilization and decontamination of sewage sludge. J. Biores. Technol. (article soumis).
- Blais J.F., N. Meunier et R.D. Tyagi** (1994c) Simultaneous sewage sludge stabilization and metal leaching - Effect of temperature. Wat. Res. (article soumis).

- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville et R.D. Tyagi (1993b)** *Les procédés de décontamination des boues d'épuration municipales*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport final, J.F. Blais, N. Meunier et J.L. Sasseville (éditeurs), novembre, INRS-Eau, Université du Québec, 7 volumes.
- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville et R.D. Tyagi (1993c)** *Les procédés de décontamination des boues d'épuration municipales: Phase pré-pilote industriel*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 4, J.F. Blais et J.L. Sasseville (éditeurs), février, INRS-Eau, Université du Québec.
- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville, G. Mercier et D. Couillard (1994d)** *Procédé chimique de décontamination des boues d'épuration municipales*. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, (brevet en évaluation).
- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville, R.D. Tyagi et J. Bourget (1993d)** *Les procédés de décontamination des boues d'épuration municipales: Mise à jour des connaissances sur le procédé biologique utilisant le soufre élémentaire*. Projet de R&D: PMC-1 (partie B), Rapport d'étape No. 5, J.F. Blais, N. Meunier et J.L. Sasseville (éditeurs), mai, INRS-Eau, Université du Québec.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1990a)** Caractérisation de souches bactériennes actives pour l'enlèvement des métaux lourds des boues municipales. 6^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, 1 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1992b)** Bioleaching of metals from sewage sludge by indigenous sulfur-oxidizing bacteria. *J. Environ. Eng. (Div. ASCE)* **118(5)**, 690-707.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1993e)** Bioleaching of metals from sewage sludge: Effects of temperature. *Wat. Res.* **27**, 111-120.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1993f)** Bioleaching of metals from sewage sludge: Microorganisms and growth kinetics. *Wat. Res.* **27**, 101-110.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair (1993g)** Metals removal from sewage sludge by indigenous iron-oxidizing bacteria. *J. Environ. Sci. Health.* **A28**, 443-467.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et N. Meunier (1992c)** Microbial colonization of elemental sulfur in sewage sludge in relation to metal leaching. *Water Quality*

International '92, IAWPRC 16th Biennial Conference & Exposition, 24 au 30 mai, Washington, D.C., U.S.A., Compte-rendu.

Blais J.F., R.D. Tyagi, C.P. Huang et J.C. Auclair (1992d) Comparison of acid and microbial leaching for metal removal from municipal sludge. Wat. Sci. Technol. **26(1/2)**, 197-206.

Blais J.F., R.D. Tyagi, J.C. Auclair et A. Gravel (1990b) Utilisation d'un procédé biologique de lixiviation des métaux lourds pour le remplacement de la stabilisation des boues municipales. 13^e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 20 et 21 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 315-326.

Blais J.F., R.D. Tyagi, J.C. Auclair et M.C. Lavoie (1992e) Indicator bacteria reduction in sewage sludge by a metal bioleaching process. Wat. Res. **26(4)**, 487-495.

Blais J.F., R.D. Tyagi, N. Meunier et J.C. Auclair (1993h) Production de polymères extracellulaires lors de l'oxydation biologique du soufre élémentaire. 9^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, 29 octobre, Sherbrooke, Québec, Canada, Compte-rendu.

Blais J.F., R.D. Tyagi, N. Meunier et J.C. Auclair (1994e) The production of extracellular appendages during bacterial colonization of elemental sulfur. Proc. Biochem. **29**, 475-482.

Bloomfield C. et G. Pruden (1975) The effects of aerobic and anaerobic incubation on the extractabilities of heavy metals in digested sewage sludge. Environ. Pollut. **8**, 217-232.

Boileau & Associés Inc., R. Gauthier et CQVB (1989) *Étude des coûts d'immobilisation et d'exploitation concernant les techniques de traitement des boues et des modes d'élimination finale.* Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, +C-Q/E37V34A31/A83, Québec, Québec, Canada.

Bowen P.T., J.E. Hendrick, T.A. Woodward, L.S. Mitchell et M. Lahlou (1989) Sludge treatment, utilization, and disposal. Wat. Environment Res. **61(6)**, 821-829.

Bowen P.T., J.M. Entwistle, J.E. Hendrick, J.S. Quilin et U.N. Tyagi (1988) Sludge treatment, utilization, and disposal. Wat. Environment Res. **60(6)**, 837-843.

Bowen P.T., M.K. Jackson et R.A. Corbitt (1991) Sludge treatment, usage, and disposal. Wat. Environment Res. **63(4)**, 406-414.

- Bowen P.T., M.K. Jackson, R.A. Corbitt et N. Gonce** (1992) Sludge treatment, utilization, and disposal. Wat. Environment Res. **64(4)**, 378-386.
- Bowen P.T., M.K. Jackson, R.A. Corbitt et N. Gonce** (1993) Sludge treatment, utilization, and disposal. Wat. Environment Res. **65(4)**, 360-368.
- Bowers D.L., K.P. Wong, D.A. Brosnan et W.L.K. Schwoyer** (1991) The VerTech Aqueous-Phase Oxidation Process. Wat. Environment Technol. novembre, 64-68.
- Bradley J.W., S. Kyosai, P. Matthews, K. Sato et M. Webber** (1992) Worldwide sludge management practices. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 13, pp. 537-657.
- Brinsko G.** (1989) Viewpoint. Wat. Eng. Manag. **136**, 9.
- Brockway D.G.** (1983) Forest floor, soil and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. Soils Sci. Soc. Am. J. **47**, 776-784.
- Bruce A.M. et R.D. Davis** (1989) Sewage sludge disposal: current and future options. Wat. Sci. Technol. **21**, 1113-1128.
- Bryan E.H.** (1984) Biobricks become a construction reality. Wat. Eng. Manag. **131(2)**, 38-39, 59.
- Buhr H.O. et J.F. Andrews** (1977) The thermophilic anaerobic digestion process. Wat. Res. **11**, 129-143.
- Burton Environmental Engineering, RCG/Hagler, Bailly, Inc., Metcalf & Eddy, Inc.** (1993) *Water and Wastewater Industries: Characteristics and DSM Opportunities*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-102015, Projects 2662-10, 3046-03, Paolo Alto, Californie, U.S.A.
- Butcher C.** (1994) Airless drying of organic wastes. Chem. Technol. Eur. avril/mai, .
- Byrom K.L. et A.D. Bradshaw** (1991) The potential value of sewage sludge in land reclamation. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 1-19.
- Calmano W., W. Ahlf et U. Förstner** (1985) Heavy metal removal from contaminated sludges with dissolved sulfur dioxide in combination with bacterial leaching. Heavy Metals Intern. Conf., pp. 952-955.

- Campanella L., E. Cardarelli, T. Ferri, B.A. Petronio et A. Pupella (1985)** Evaluation of toxic metals leaching from urban sludge. Dans: *Chemistry for protection of the environment*, L. Pawlowski, G. Alaerts et W.J. Lacy (éditeurs), Elsevier, pp. 151-161.
- Campbell H.W. et D.A. Martinoli (1991)** Canada's oil-from-sludge technology. Wat. Environment Technol. juillet, 64-66.
- Cappon C.J. (1991)** Sewage sludge as a source of environmental selenium. Sci. Total Environment 100, 177-205.
- Carmignami M., P. Boscolo, G. Ripanti et V.N. Finelli (1983)** Effects of chronic exposure to cadmium and/or lead on some neurohumoral mechanisms regulating cardiovascular function in the rat. Proc. 4th International Conference on Heavy Metals in the Environment, CEP Consultants, Edimbourg, Écosse, Compte-rendu, pp. 557-558.
- Chang A.C. J.E. Warneke, A.L. Page et L.J. Lund (1984)** Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J. Environ. Qual. 13, 87-91.
- Cheremisinoff P.N. (1992)** Filter presses for industrial effluent and sludge dewatering. Nat. Environ. J. 2(4), 48-.
- Cliff R.C. et J.F. Andrews (1981)** Aeration control for reducing energy consumption in small activated sludge plants. Wat. Sci. Technol. 13(7), 371-379.
- Clifton F.W.Jr, T.E. Adams et R.W. Dohoney (1991)** Managing sludge through in-vessel composting. Wat. Eng. Manag. décembre, 21-24.
- Coker C.S., R.L. Walden, T.G. Shea et M.J. Brinker (1991)** Dewatering municipal wastewater sludge for incineration. Wat. Environment Technol. mars, 63-67.
- Coker E.G. et P.J. Matthews (1983)** Metals in sewage sludge and their potential effects in agriculture. Wat. Sci. Technol. 15, 209-225.
- Collins A.G., S. Mitra et S.G. Pavlostathis (1991)** Microwave heating for sludge dewatering and drying. Res. J. Wat. Pollut. Control Fed. 63(6), 921-924.
- Cornwell D.A., G.P. Westermoff et G.C. Cline (1980)** Batch feasibility testing of heavy metals removal from wastewater sludge with liquid-ion exchange. Proc. Mid. Atlantic Waste Conf., Bucknell Univ., 13 au 15 juillet, Lewisburg, PA, U.S.A., Compte-rendu, pp. 111-119.

- Costa P.** (1993) Le séchage des boues par vapeur d'eau surchauffée et compression mécanique de vapeur. Les Cahiers de l'Ingénierie **50**, 4-16.
- Coté P.L. et M. Pineau** (1983) *Évaluation de CAPDET- Estimation des coûts d'entretien et d'opération. Rapport technique.* Environnement Canada, Centre technique des eaux usées, Burlington, Ontario, Canada.
- Couillard D.** (1988) Étude de quelques indices de croissance du *Larix laricina* fertilisé par des boues anaérobies. Environ. Technol. Lett. **9**, 191-206.
- Couillard D.** (1989) Élimination des boues résiduelles urbaines par la fertilisation sylvicole. Can. J. Civ. Eng. **16**, 650-661.
- Couillard D.** (1994) Environmental factors affecting sustainable uses of sewage sludge as agricultural fertilizer. J. Environ. Syst. **22**, 83-96.
- Couillard D. et G. Mercier** (1990a) Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge - Bioreactors comparison. Environ. Pollut. **66**, 237-252.
- Couillard D. et G. Mercier** (1990b) Procédé de solubilisation biologique des métaux dans les boues anaérobies d'épuration: Filtrabilité, neutralisation, et teneur en N et P des boues traitées. Can. J. Chem. Eng. **69**, 779-787.
- Couillard D. et G. Mercier** (1991) Optimum residence time (in CSTR and airlift reactors) for the bacterial leaching of metals from anaerobic sewage sludge. Wat. Res. **25**, 211-218.
- Couillard D. et G. Mercier** (1992a) Précipitations sélectives des métaux solubilisés biologiquement des boues aérobies d'épuration. Can. J. Chem. Eng. **70**, 1021-1029.
- Couillard D. et G. Mercier** (1992b) A metallurgical residue for solubilization of metals from sewage sludge. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **118**, 808-813.
- Couillard D. et G. Mercier** (1993) Removal of metals and fate of N and P in the bacterial leaching of aerobically digested sewage sludge. Wat. Res. **27**, 1227-1235.
- Couillard D. et G. Mercier** (1994a) An economic evaluation of biological removal of heavy metals from wastewater sludge. Wat. Environment Res. **66**, 32-39.
- Couillard D. et M. Chartier** (1991) Removal of metals from aerobic sludges by biological solubilization in batch reactors. J. Biotechnol. **20**, 163-180.

- Couillard D. et M. Chartier (1992)** Influence des caractéristiques des boues digérées en aérobiose sur la solubilisation biologique des métaux. Can. J. Civ. Eng. **20**, 509-517.
- Couillard D. et S. Zhu (1992a)** Alternative energy substrate for bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge. Can. J. Civ. Eng. **19**, 359-360.
- Couillard D. et S. Zhu (1992b)** Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge for agricultural application. Wat. Air Soil Pollut. **63**, 67-80.
- Couillard D. et Y. Grenier (1987)** Alternative à la gestion des boues résiduares municipales: recyclage en sylviculture. Sci. Tech. Eau **20(3)**, 215-220.
- Couillard D., G. Mercier et M. Chartier (1990a)** *Étude du procédé de solubilisation des métaux lourds dans les boues digérées aérobies pour fin de valorisation agricole.* Rapport scientifique no 285, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 231 pages.
- Couillard D., G. Mercier et R.D. Tyagi (1988a)** *Problématique des métaux lourds dans les boues résiduares et revue de littérature sur les méthodes d'enlèvement de ces métaux.* Rapport scientifique no 262, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 267 pages.
- Couillard D., G. Mercier et R.D. Tyagi (1988b)** *Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux de qualité laboratoire comme substrat.* Rapport scientifique no 263, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 150 pages.
- Couillard D., G. Mercier, F.T. Tran et R.D. Tyagi (1988c)** *Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux résiduaire de raffinage des métaux.* Rapport scientifique no 265, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 172 pages.
- Couillard D., G. Mercier, G. Roberge et D. Simard (1992a)** *Mise au point d'un procédé industriel au $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pour la décontamination des boues résiduares d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines.* Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 1, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 68 pages.
- Couillard D., G. Mercier, G. Roberge, M. Chartier, J.F. Blais et J.L. Sasseville (1994a)** *Procédé biologique au $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pour la décontamination des boues d'épuration municipales.* INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, (brevet en évaluation).

- Couillard D., G. Mercier, I. Piché et R.D. Tyagi (1988d)** *Recherche d'un substrat économique pour la solubilisation des métaux lourds dans les boues résiduaires*. Rapport scientifique no 264, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 124 pages.
- Couillard D., J. Bourget, M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier et G. Roberge (1993a)** *Rapport économique sur la mise au point d'un procédé industriel au $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ pour la décontamination des boues résiduaires d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines*. Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 7, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 45 pages.
- Couillard D., J. Bourget, M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier et G. Roberge (1993b)** *Mise au point d'un procédé industriel au $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ pour la décontamination des boues résiduaires d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines, Tome I et II*. Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport final, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, novembre.
- Couillard D., M. Chartier et G. Mercier (1991a)** Bacterial leaching of heavy metals from aerobic sludge. *Bioresource Technol.* **36**, 293-302.
- Couillard D., M. Chartier et G. Mercier (1991b)** Paramètres importants pour la solubilisation des métaux dans des boues digérées en aérobiose. *Environ. Technol. Lett.* **12**, 1095-1105.
- Couillard D., M. Chartier et G. Mercier (1992b)** *Optimisation de la solubilisation biologique des métaux lourds dans les boues aérobies en mode cuvée*. Rapport scientifique no 348, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 212 pages.
- Couillard D., M. Chartier et G. Mercier (1994b)** Major factors influencing bacterial leaching of heavy metals from anaerobic sludge. *Environ. Pollut.* **85**, 175-184.
- Couillard D., M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier et G. Roberge (1993c)** *Mise au point d'un procédé industriel au $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ pour la décontamination des boues résiduaires d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines*. Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 5, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 110 pages.
- Couillard D., M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier, J.P. Raboud et G. Roberge (1993d)** *Mise au point d'un procédé industriel au $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ pour la décontamination des boues résiduaires d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines*. Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport

d'étape No. 6, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 67 pages.

Couillard D., M. Chartier, P. Chouinard, G. Mercier, J.P. Raboud, G. Roberge et D. Simard (1993e) *Mise au point d'un procédé industriel au $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pour la décontamination des boues résiduelles d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines.* Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 4, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 136 pages.

Couillard D., P. Chouinard, G. Mercier, G. Roberge et D. Simard (1992b) *Mise au point d'un procédé industriel au $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pour la décontamination des boues résiduelles d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines.* Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 2, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 73 pages.

Couillard D., P. Chouinard, G. Mercier, G. Roberge et D. Simard (1992c) *Mise au point d'un procédé industriel au $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ pour la décontamination des boues résiduelles d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines.* Projet de R&D: PMC-1 (partie A), Rapport d'étape No. 3, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 114 pages.

Couillard D., P. Légaré et R. Poulin (1987) *Étude de valorisation agricole des boues provenant des stations d'épuration des eaux de la Communauté Urbaine de Québec.* Rapport scientifique No. 244, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 141 pages.

Council of European Communities (1991) *Directive concerning urban waste water treatment.* Official Journal, 91/271/EEC, L135/40.

Crawford P.M. (1990) Use of sewage sludge on land in the United Kingdom. Wat. Sci. Technol. **22(7/8)**, 261-267.

Dartois J. (1992) *Rapport d'évaluation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux du PAEQ. Année 1991.* Ministère de l'Environnement, Direction de l'assainissement urbain, Service du suivi de l'exploitation, QEN/AE-59/1, Québec, Québec, Canada, 84 pages, 8 annexes.

Daudin D., J.F. Devaux, D. Fulchiron, M.C. Larre-Larrouy et P. Lorthios (1991) Reclamation of acidic soils treated with industrial sludge. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 55-69.

Davis R.D. (1987) Use of sewage sludge on land in the United Kingdom. Wat. Sci. Technol. **19**, 1-8.

- Davis R.D. et C.H. Carlton-Smith (1980)** *Crops as indicators of the significance of contamination of soil by heavy metals*. Technical Report 140, Water Research Center.
- Davis R.D. et C.H. Carlton-Smith (1984)** An investigation into the phytotoxicity of zinc, copper and nickel using sewage sludge of controlled metal content. Environ. Pollut. **B8**, 163-185.
- Daw A.P. (1989)** *Vermicomposting of sewage sludge*. Water Research Centre, WRC Report No. PRU 1922-M, Medmemham, Royaume-Uni.
- Deeny K., H. Hahn, D. Leonhard et J. Heidman (1991)** Autoheated thermophilic aerobic digestion. Wat. Environment Technol. **octobre**, 65-72.
- Degrémont (1989)** *Mémento technique de l'eau*. 2 tomes, Degrémont, Paris, France.
- Deschênes L., R.D. Tyagi, J.F. Blais, P. Lafrance et J.P. Villeneuve (1991)** Oxydation du soufre élémentaire dans la biolixiviation des métaux des boues d'épuration par la microflore indigène. 7^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, 16 septembre, Rimouski, Québec, Canada, Compte rendu.
- Desjardins B. et P. Lessard (1992a)** Digestion aérobie des boues: principes, modélisation et contrôle. Sci. Tech. Eau **26(3)**, 209-226.
- Desjardins B. et P. Lessard (1992b)** Modélisation du procédé de digestion anaérobie. Sci. Tech. Eau **25(2)**, 119-136.
- Desjardins M.A. et F.G. Brière (1994)** Caractérisation de boues d'étangs aérés facultatifs. Sci. Tech. Eau **27(4)**, 45-56.
- Desjardins M.A., N.A. Roy et F. Brière (1991)** Déshydratation sur lits de séchage de boues d'étangs aérés facultatifs conditionnées chimiquement ou par gel-dégel. 14^e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 12 au 14 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 189-191.
- DeWolf G., P. Murin, J. Jarvis et M. Kelly (1984)** *The Cost Digest: Cost Summaries of Selected Environmental Control Technologies*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/8-84-010, Washington, D.C., U.S.A., 92 pages.
- Dirkzwager A.H. et P. L'Hermite (1989)** *Sewage sludge treatment and use: New developments, technological aspects and environmental effects*. Elsevier Applied Science, Londres et New York.

- Dold P.L., G.A. Ekama et G.V.R. Marais (1985)** pH control and cost savings in aerobic digestion. Dans: *Advances in water pollution control: instrumentation and control of water and wastewater treatment and transport systems*. R.A.R. Drake (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni.
- Dollerer J. et P.A. Wilderer (1993)** High pressure treatment of organic wastes. *Wat. Sci. Technol.* **28(1)**, 243-248.
- Doyle P.J., J.N. Lester et R. Perry (1978)** *Survey of literature and experience on the disposal of sewage sludge on land*. Final Report to the U.K. Department of the Environment, septembre.
- Du Y.G., R.D. Tyagi, H. Benmoussa, J.F. Blais et P.G.C. Campbell (1992)** Modèle réseau neural de la biolixiviation des métaux lourds des boues municipales. 8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu.
- Du Y.G., T.R. Sreekrishnan, R.D. Tyagi et P.G.C. Campbell (1994)** Effect of pH on metal solubilization from sewage sludge: a neural-net-based approach. *Can. J. Civ. Eng.* **21**, 728-735.
- Dudley D.J., M.N. Guentzel, M.J. Ibarra, B.E. Moore et B.P. Sagik (1980)** Enumeration of potentially pathogenic bacteria from sewage sludges. *Appl. Environ. Microbiol.* **39**, 118-126.
- Dufresne S., J.F. Blais et R. Guay (1993)** Municipal wastewater treatment plants sludges: Source of organic carbon-tolerant, sulfur-oxidizing *Thiobacillus* and *Sulfobacillus* strains. Dans: *Biohydrometallurgical Technologies*, A.E. Torma, M.L. Apel et C.L. Brierley (éditeurs), International Biohydrometallurgical Symp. Jackson Hole, Wyoming, U.S.A., Compte-rendu, pp. 267-276.
- Eckenfelder W. (1982)** *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Caractérisation - Techniques d'épuration - Aspects économiques*. L. Vandevenne (trad.), Lavoisier, Paris, France, 503 pages.
- Edds G.T., O. Osuna et C.F. Simpson (1980)** Health effects of sewage sludge for plant production or direct feeding to cattle, swine, poultry or animal tissue to mice. Dans: *Health Risks of Land Application*. G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éds), Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 311-325.
- Edwards C.A., I. Burrows, K.E. Fletcher et B.A. Jones (1985)** The use of earthworms for composting farm wastes. Dans: *Composting of Agricultural*

and Other Wastes, J.K.R. Gasser (éd.), EUR 9419, D. Reidel Publishing Co., pp. 229-242.

Edwards R.W. et J.W. Densem (1980) Fish from sewage. Dans: *Applied Biology*, Vol. 5, T.H. Coaker (éd.), Academic Press, pp. 221-270.

Electric Power Research Institute (1993a) Electrotechnologies for water and wastewater disinfection. *TechCommentary* **1(4)**, 1-6.

Electric Power Research Institute (1993b) Energy-efficient aeration systems for wastewater treatment. *TechCommentary* **1(3)**, 1-6.

Electric Power Research Institute (1993c) Energy efficiency in wastewater treatment. *TechCommentary* **1(2)**, 1-6.

Elliot H.A. (1986) Land application of municipal sewage sludge. *J. Soil Wat. Conserv.* jan-feb, 5-10.

Environnement Canada (1980) *Coûts d'exploitation et d'entretien des installations de traitement des eaux usées municipales*. Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Rapport SPE 5/UP/1.

Environnement Canada (1985) *L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine*. Environnement Canada, Service de la Protection de l'Environnement, Rapport SPE 6-EP-84-1.

Farrell A.E., B. Michalcyk et A. Nance (1990) Evaluating the impacts of sludge incineration using a risk based approach. *Wat. Sci. Technol.* **22(12)**, 75-83.

Farrell J.B. et G. Stern (1975) Methods for reducing the infection hazard of wastewater sludge. Dans: *Radiation for a Clean Environment*, International Atomic Energy Agency, Vienne, Autriche, pp. 19-28.

Fieldson R.S. (1985) The economic feasibility of earthworm culture on animal wastes. Dans: *Composting of Agricultural and Other Wastes*, J.K.R. Gasser (éd.), EUR 9419, D. Reidel Publishing Co., pp. 243-254.

Fiskell J.G.A., F.G. Martin, W.L. Pritchett et M. Maftoun (1982) Effects of cadmium levels and sludges on loblolly pine seedlings *Soils and Crop Science Society of Florida Proc.*, Soil Sci. Dept. Univ. of Florida, Gainesville, Floride, U.S.A., compte-rendu, pp. 163-168.

Fitzgerald P.R. (1980) Observations on the health of some animals exposed to anaerobically digested sludge originating in the metropolitan sanitary district of greater Chicago system. Dans: *Health Risks of Land*

Application. G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éds), Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 267-284.

- Fréchette S., J.P. Jones et A. Poulin (1993)** Étude d'un nouveau système de déshydratation des boues de fosses septiques. 9^e Congrès régional de l'Est du Canada, CAWQ, 29 octobre, Sherbrooke, Québec, Canada, compte-rendu, pp. 41-42.
- Fronk C.A., J.B. Farrell et W. Strachan (1985)** Separation of metals in wastewater sludge by centrifugal classification. Environ. Prog. **4**, 269-276.
- Frost R.C. et H.W. Campbell (1986)** Alternatives uses of sewage sludge. Dans: *Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes*, P. L'Hermite (éd.), EUR 10361, D. Reidel Publishing Co., pp. 94-109.
- Fuggle R.W. et R.A. Spensley (1985)** New developments in sludge digestion and pasteurization. Wat. Pollut. Control. **84**, 33-43.
- Fukuda H. (1994)** Japan paves the way to putting sludge underfoot. Wat. Qual. Intern. **2**, 18-20.
- Gagnon J.D. (1972)** *Les égouts domestiques: un engrais valable en foresterie.* Environnement Canada, Centre de recherches forestières des Laurentides, Rapport Q-F-X-30, Sainte-Foy, Québec, Canada, 13 pages.
- Gagnon J.D. (1974)** Results of fertilizer experiments in Québec. Proc. of a workshop on forest fertilization in Canada, Environnement Canada, Service des forêts, Sault-Ste-Marie, Ontario, Canada, pp. 83-91.
- Gale R.S. et R.C. Baskerville (1970)** Studies in the vacuum filtration of sewage sludges. Wat. Pollut. Control **69**, 514-532.
- Garelli B.A., E.L. Kokat et B.J. Schwartz (1990)** Improved centrifuge sludge dewatering by automatic backdrive torque control. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 303-308.
- Gauthier R. et J.-M. Jalbert (1991)** Les coûts de gestion des boues de stations d'épuration. Sci Tech. Eau **24(3)**, 269-276.
- Goldstein N. (1986)** Sewage sludge composting maintains momentum. Biocycle **27(10)**, 21-26.
- Goldstein N. (1987)** Sludge composting on the rise. Biocycle **28(10)**, 24-29.
- Goldstein N. (1988)** Steady growth for sludge composting. Biocycle **29(10)**, 27-36.

- Goldstein N. et D. Riggle (1990)** Sludge composting maintains momentum. Biocycle J. Waste Recycling **31(12)**, 27-32.
- Goldstein N. et D. Riggle (1990)** Sludge composting maintains momentum. Biocycle J. Waste Recycling **31(12)**, 27-32.
- Golueke C.G. (1991)** Bacteriology of composting. Biocycle janvier, 55-57.
- Gouvernement du Québec (1991a)** *Valorisation agricole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques*. Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries de et de l'Alimentation, juillet, 91 pages.
- Gouvernement du Québec (1991b)** *Valorisation sylvicole des boues de stations d'épuration des eaux usées municipales - Guide de bonnes pratiques*. Ministère de l'Environnement, Ministère des Forêts, Ministère de la Santé et des Services sociaux, mai, 83 pages.
- Goyette R., A. Silverwood et M.A. Desjardins (1994)** Essai à grande échelle de conditionnement par gel-dégel de boues chimiques d'étangs aérés facultatifs. 17^e Symposium international sur le traitement des eaux usées; 6^e Atelier sur l'eau potable; 10^e Congrès régional de l'ACQE et 1^{er} Atelier sur l'estimation des crues GREHYS-CRSNG, Delisle C.E. et M.A. Bouchard (éds), Université de Montréal, Collection Environnement, Montréal, Québec, Canada, compte-rendu, pp. 172-196.
- Granato T.C., G.R. Richardson, R.I. Pietz et C. Lue-Hing (1991)** Prediction of phytotoxicity and uptake of metals by models in proposed USEPA 40 CFR part 503 sludge regulations: comparison with filed data for corn and wheat. Wat. Air Soil Pollut. **57/58**, 891-902.
- Grenier Y. (1985)** *La valorisation des boues d'usine d'épuration des eaux en fertilisation forestière*. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 290 pages.
- Griffin R.A., C. Lue-Hing, R.B. Sieger, W.R. Uhte et D. Zenz (1992)** Municipal sewage sludge management at dedicated land disposal sites and landfills. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 7, pp. 299-375.
- Griffiths J. (1994)** Airless drying. Energy savings are not just hot air. Ind. Minerals juillet, 51-55.
- Groff K.A. et L.A. McLaughlin (1994)** Sludge management. Wat. Environment Res. **66(4)**, 368-374.

- Gross T.S.C.** (1993) Thermal drying of sewage sludge. J. IWEM 7, 255-261.
- Grulois P., J. Aiguillon, J.M. Audic et C. Fayoux** (1991) La digestion aérobie thermophile autothermique des boues. 14^e Symposium international sur le traitement des eaux usées, Ministère des Approvisionnements et Services Canada, Montréal, Québec, Canada, compte-rendu, pp. 221-229.
- Gruter H., M. Matter, K.H. Oehlmann et M.D. Hicks** (1990) Drying of sewage sludge - an important step in waste disposal. Wat. Sci. Technol. 22(12), 57-63.
- Gschwind J., D.W. Harper, N.P. Kelada, D.T. Lordi, G.R. Richardson, S. Soszynski et R.C. Sustich** (1992) Chemical constituents present in municipal sewage sludge. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 3, pp. 69-137.
- Halcrow Gilbert Associates Ltd** (1993) *Preliminary review of the energy considerations in dewatering and drying sewage sludge to produce a fuel*. Renewable Energy Research and Development Programme, Energy Technology Support Unit, Department of Trade and Industry, ETSU B/MS/00192/30/REP, Royaume-Uni, 34 pages.
- Hall J.E.** (1993) Recent developments in sludge disposal and use. Chem. Ind. mars, 188-191.
- Hao O.J. et M.H. Kim** (1990) Continuous pre-anoxic and aerobic digestion of waste activated sludge. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) 116(5), 863-879.
- Hashimoto M et M. Hiraoka** (1990) Characteristics of sewage sludge affecting dewatering by belt press filter. Wat. Sci. Technol. 22(12), 143-152.
- Hashimoto S., K. Nishimura, H. Iwabu et K. Shinabe** (1991) Pilot plant test of electron-beam disinfected sludge composting. Wat. Sci. Technol. 23, 1991-1999.
- Hashimoto S., K. Nishimura, W. Kawakami et H. Watanabe** (1986) Disinfection of sewage sludge by an electron accelerator. J. Ferment. Technol. 64(4), 299-304.
- Hashimoto S., M. Fujita et K. Terai** (1982) Stabilization of waste-activated sludge through the anoxic-aerobic digestion process. Biotechnol. Bioeng. 24, 1789-1802.

- Hashimoto S., O. Masanori et N. Ozaki (1987)** Bacterial leaching of sewage sludge containing some heavy metals. Mizu Shori Gijutsu **28**, 285-300.
- Haug R.T., R. Kuchenrither, D. Oerke, T.B.S. Prakasam, S. Soszynski et D. Zenz (1992)** Sludge processing technology. Dans: *Municipal sewage sludge management: processing, utilization and disposal*. C.Lue-Hing, D.R. Zenz et T. Kuchenrither (éds), Water Quality Management Library, Vol. 4, Technomic Publishing Co., Inc., Lancaster, Pennsylvanie, U.S.A., Chap. 6, pp. 223-298.
- Hayes T.D., W.J. Jewell, et R.M. Kabrick (1979)** Heavy metals removal from sludges using combined biological/chemical treatment. 34th P.I.W.C., J.M. Bell Pub., Ann Arbor Sci., pp. 529-543.
- Hernandez T., J.I. Moreno et F. Costa (1991)** Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability. Soil Sci. Plant Nutr. **37(2)**, 201-210.
- Hill C.P. (1991)** The co-disposal of controlled waste and sewage sludge - some practical aspects. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 233-242.
- Horenstein B.K., G.L. Hernandez, G. Rasberry et J. Crosse (1990)** Successful dewatering experience at Hyperion wastewater treatment plant. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 183-191.
- Horii R.S., D.L. Smith et B.M. Smith (1989)** *Hyperion solids handling digester expansion. Technical supplement to the predesign report*. City of Los Angeles, Department of Public Works, Bureau of Engineering, Wastewater Program Management Division.
- Hossam A.A., S.G. Saad, H.H. Mitwally, L.M. Saad et L. Noufal (1990)** Solar energy for sludge drying in Alexandria metropolitan area: case study in Egypt. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 193-204.
- Hurdle R.L. (1992)** Choosing the appropriate dewatering technology. Fluid/Particle Sep. J. **5(4)**, 151-.
- Itoh S., A. Suzuki, T. Nakamura et S. Yokoyama (1992)** Direct thermochemical liquefaction of sewage sludge by a continuous plant. Wat. Sci. Technol. **26(5/6)**, 1175-1184.
- Jackson A.P. et B.J. Alloway (1991)** The transfer of cadmium from sewage-sludge amended soils into the edible components of food crops. Wat. Air Soil Pollut. **57/58**, 873-881.

- Jacobs A. M. Silver** (1990) From ocean disposal to landfill cover. Wat. Eng. Manag. **137**, 28-31.
- Jacobs L.W. et M.J. Zabik** (1984) Types and concentrations of organics in municipal sludge. Proceedings of municipal wastewater sludge health effects research planning workshop, U.S. Environmental Protection Agency, 10 au 12 janvier, Cincinnati, Ohio, U.S.A., compte-rendu, pp. 3.12-3.21.
- Jain D.K. et R.D. Tyagi** (1992) Leaching of heavy metals from anaerobic sewage sludge by sulfur-oxidizing bacteria. Enzyme Microb. Technol. **14**, 376-383.
- Jain D.K. et R.D. Tyagi** (1993) Factors affecting toxic metals removal from digested sewage sludge by enriched sulphur-oxidizing microorganisms. Bioresource Technol. **45**, 33-41.
- Jenkins C.J. et D.S. Mavinic** (1989a) Anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge: Part I - Solids reduction and digested sludge characteristics. Environ. Technol. Lett. **10**, 350-370.
- Jenkins C.J. et D.S. Mavinic** (1989b) Anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge: Part II - supernatant characteristics, ORP monitoring results and overall rating system. Environ. Technol. Lett. **10**, 371-384.
- Jenkins R.L., B.J. Scheybeler, M.L. Smith, R. Baird, M.P. Lo et R.T. Haug** (1981) Metals removal and recovery from municipal sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed. **53**, 25-32.
- Jennette K.W.** (1981) The role of metals in carcinogenesis: biochemistry and metabolism. Environ. Health Perspect. **40**, 233-252.
- Jewell W.J. et R.M. Kabrick** (1980) Autoheated aerobic thermophilic digestion with aeration. J. Wat. Pollut. Control Fed. **52**, 512-523.
- Jing J. et T.J. Logan** (1992) Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractibility and plant uptake. J. Environ. Qual. **21**, 73-81.
- Kambhu K. et J.F. Andrews** (1969) Aerobic thermophilic process for the biological treatment of wastes - simulation studies. J. Wat. Pollut. Control Fed. **41**, R127-R141.
- Kamp W.L. et J.P. Smart** (1993) Treatment, reprocessing and incineration of animal slurries and sewage sludges. An evaluation of the State-of-the-Art in the Netherlands and Japan. International Flame Res. Foundation, IFRF-DOC-G-20/Y/3, Ijmuiden, Pays-Bas.

- Kanezashi T. et T. Murakami (1991)** Regional response eases disposal crisis. Wat. Qual. Intern. **3**, 28-30.
- Karam A. (1991)** Effet de l'utilisation de boues sur la qualité des effluents miniers acides. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, NEDEM 1991, Tome 3, 16 au 18 septembre, Montréal, Québec, Canada, pp. 577-586.
- Karlsson I. et J. Goransson (1993)** Thermic sludge treatment. Wat. Sci. Technol. **27(5/6)**, 449-456.
- Kaur K., G.K. Seghal et H.S. Seghal (1987)** Efficacy of biogas slurry in carp, *Cyprinus carpio* var. *communis* (Linn.), culture - Effects on survival and growth. Biol. Wastes **22**, 139-146.
- Kelly H.G. (1991)** Autothermal thermophilic aerobic digestion: a two-year appraisal of canadian facilities. Dans: *Environmental Engineering. Proceedings of the 1991 Speciality Conference*. P.A. Krenkel (éd.), Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, 8 au 10 juillet, Reno, Nevada, U.S.A., Compte rendu, pp. 296-301.
- Kelly H.G., H. Melcer et D.S. Mavinic (1993)** Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges: A one-year, full-scale demonstration project. Wat. Environment Res. **65(7)**, 849-861.
- Kienholz E.W. (1980)** Effects of toxic chemicals present in sewage sludge on animal health. Dans: *Health Risks of Land Application*. G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éds), Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 153-172.
- Kiff R.J. et S. Brown (1981)** The development of an oxiditive acid hydrolysis process for sewage sludge detoxification. International Conference, Heavy metals in the environment, septembre, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 159-162.
- Kiff R.J., Y.H. Cheung et S. Brown (1981)** Heavy metal removal from sewage sludges- factors governing detoxification process efficiency. International Conference, Heavy metals in the environment, septembre, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 401-404.
- Klessa D.A. et A. Desira-Buttigieg (1992)** The adhesion to leaf surface of heavy metals from sewage sludge applied to grassland. Soil Use Manag. **8(3)**, 115-121.
- Kodsi E. et M.S. Cournoyer (1990)** Le traitement à la chaux des boues de stations d'épuration. Le premier colloque québécois sur la valorisation

des boues de stations d'épuration municipales, 18 et 19 septembre, Hull, Québec, Canada, pp. 209-233.

- Koers D.A. et D.S. Mavinic** (1977) Aerobic digestion of waste activated sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed. **49**, 460-468.
- Kondoh S. Et M. Hiraoka** (1990) Commercialization of pressurized electroosmotic deshydrator (PED). Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 259-268.
- Korentajer L.** (1991) A review of the agricultural use of sewage sludge: benefits and potential hazards. Wat. South Afr. **17(3)**, 189-196.
- Kovacks G.L.** (1992) *Process for enhancing the dewaterability of waste sludge from microbiological digestion.* Brevet enregistré aux États-Unis, février, No. 5,087,378.
- Krofta M.** (1991) Municipal sludge stabilization and disinfection with ozone/ozone treatment. WPCF Speciality Conference, the future of residuals management after 1991. WPCF, Caroline du Nord, U.S.A.
- Kuchenritcher D.** (1989) Sludge: A case of regulation without representation. Wat. Eng. Manag. **136**, 21-24.
- Kuchenrither R.D. et L.D. Benefield** (1983) Mortality patterns of indicator organisms during aerobic digestion. J. Wat. Pollut. Control Fed. **55**, 76-80.
- Lalumière A. et G. Gagnon** (1991) Valorisation agricole des boues d'épuration à Jonquières. Sci. Tech. Eau **24(3)**, 245-251.
- Lavergne G.** (1991) Utilisation of dehydrated sludge from Marseille's purification station in forestry. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 167-175.
- Lee K.M., C.A. Brunner, J.B. Farrell et A.E. Eralp** (1989) Destruction of enteric bacteria and viruses during two-phase digestion. J. Wat. Pollut. Control Fed. **61**, 1421-1429.
- Lee K.M., P. Griffith, J.B. Farrell et A.E. Eralp** (1986) Conversion of municipal sludge to oil. J. Wat. Pollut. Control Fed. **59(10)**, 884-889.
- Lester, J.N., R.M. Sterrit et P.W.W. Kirk** (1983) Significance and behaviour of heavy metals in waste water treatment process. II. Sludge treatment and disposal. Sci. Total Environment **30**, 45.

- Levine M.B., A.T. Hall, G.W. Barrett et D.H. Taylor (1989)** Heavy metal concentrations during ten years of sludge treatment to an old-field community. J. Environ. Qual. **18**, 411-418.
- Li A.L., C.M. Koch et D.E. McKinney (1991)** Composting, past, present and future. Dans: *Environmental Engineering. Proceedings of the 1991 Speciality Conference*. P.A. Krenkel (éd.), Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, 8 au 10 juillet, Reno, Nevada, U.S.A., Compte rendu, pp. 290-295.
- Little D.A., R.B.Jr. Reneau et D.C. Martens (1991)** Lime-stabilized and chemically-fixed sewage sludges as lime amendments. Bioresource Technol. **37**, 93-102.
- Lo K.S.L. et Y.H. Chen (1990)** Extracting heavy metals from municipal and industrial sludges. Sci. Total Environment **90**, 99-116.
- Logan T.J. et R.E. Feltz (1985)** Effect of aeration, cadmium concentration and solids content on acid extraction of cadmium from a municipal wastewater sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed. **57**, 406-412.
- Loll U. (1989)** Combined, aerobic, thermophilic and anaerobic digestion of sewage sludge. Dans: *Treatment of sewage sludge: thermophilic aerobic digestion and processing requirements for landfilling*. A.M. Bruce, F. Colin et P.J. Newman (éds.), Elsevier Applied Science, Londres et New York.
- Low B.J. (1991)** Sludge drying with indirectly heated disk dryers. Wat. Environment Technol. juillet, 28-32.
- Lowe P. et D. Shaw (1992)** Development of the membrane filter press for the processing of sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **25(4/5)**, 297-305.
- Lowe P. et G. Groeger (1991)** The revival of incineration in the UK. Wat. Sci. Technol. **23**, 1803-1810.
- Lue-Hing C., D.T. Lordi, D.R. Zenz, J.R. Peterson et T.B.S. Prakasam (1986)** Occurrence and fate of constituents in municipal sludge applied to land. Dans: *Land Treatment - A Hazardous Waste Management Alternative*. R.C. Loehr et J.F.Jr. Malina (éds.), Water Resources Symposium Number Thirteen, The University of Texas, Austin, Texas, U.S.A.
- MacConnell G.S. et al. (1992)** Alkaline sludge stabilization processes offer viable sludge management options. Proc. Environ. Eng. Speciality Conf., Am. Soc. Civ. Eng., Baltimore, Maryland, U.S.A., Compte-rendu, p. 394.

- MacConnell G.S., D.S. Harrison, K.W. Kirby, H. Lee et F. Mousavipour (1991)** Centrifuges vs. dissolved-air flotation. Wat. Environment Technol. février, 60-65.
- Mann L.A. (1971)** Biological-gamma radiation system for sewage processing. Isotopes Radiation Technol. 3(4), 439-444.
- Marklund S. (1990)** Dewatering of sludge by natural methods. Wat. Sci. Technol. 22(3/4), 239-246.
- Martel C.J. (1989a)** Development of design for sludge freezing beds. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) 115(4), 799-808.
- Martel C.J. (1989b)** Dewaterability of freeze-thaw conditioned beds. J. Wat. Pollut. Control Fed. 61, 237-241.
- Martel C.J. (1991)** Freezing out sludge. Civ. Eng. novembre, 64-65.
- Martel C.J. (1993)** Fundamentals of sludge dewatering in freezing beds. Wat. Sci. Technol. 28(1), 29-35.
- Martel C.J. et C.J. Diener (1991)** Pilot-scale studies of sludge dewatering in a freezing bed. Can. J. Civ. Eng. 18, 681-689.
- Martell A.E. (1981)** Chemistry of carcinogenic metals. Environ. Health Perspect. 40, 207-226.
- Martin J.H.Jr., H.E. Bostian et G. Stern (1990)** Reductions of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. Wat. Res. 24, 1377-1385.
- Martin M.H. et R.P. Bhattarai (1991)** More mileage from gravity sludge thickeners. Convert to dissolved-air flotation. Wat. Environment Technol. juillet, 57-60.
- Mathiesen M.M. (1990)** Sustained shockwave plasma (SSP) destruction of sewage sludge - a rapid oxidation process. Wat. Sci. Technol. 22(12), 339-344.
- Matsch L.C. et R.F. Drnevich (1977)** Autothermal aerobic digestion. J. Wat. Pollut. Control Fed. 49, 296-310.
- Matsuda A., T. Ide et S. Fujii (1988)** Behavior of nitrogen and phosphorus during batch aerobic digestion of waste activated sludge - continuous aeration and intermittent aeration by control of DO. Wat. Res. 22, 1495-1501.

- Mayer E.** (1989) Membrane press sludge dewatering. Second annual meeting of the American Filtration Society, Mars, Pittsburgh, PA, U.S.A.
- McDonald G.C., T. Quinn et A. Jacobs** (1981) Sludge management and energy independence. J. Wat. Pollut. Control Fed. **53(2)**, 190-200.
- McGhee T.J., P. Mojgani et F. Vicidomina** (1983) Use of EPA's CAPDET program for evaluation of wastewater treatment alternatives. J. Wat. Pollut. Control Fed. **55(1)**, 35-43.
- McGrath S.P. et P.W. Lane** (1989) An explanation for the apparent losses of metals in a long-term field experiment with sewage sludge. Environ. Pollut. **60**, 235-245.
- McIntosh M.S., J.E. Foss, D.C. Wolf, K.R. Brandt et R. Darmody** (1984) Effect of composted municipal sewage sludge on growth and elemental composition of white pine and hybrid poplar. J. Environ. Qual. **13**, 60-62.
- McIntyre A.E. et J.N. Lester** (1982) Polychlorinated biphenyl and organochlorine insecticide concentrations in forty sewage sludges in England. Environ. Pollut. (Series B) **3**, 225-230.
- McIntyre A.E. et J.N. Lester** (1984) Occurrence and distribution of persistent organochlorine compounds in U.K. sewage sludges. Wat. Air Soil Pollut. **43**, 397-415.
- McIntyre A.E., R. Perry et J.N. Lester** (1981) Analysis of polynuclear aromatic hydrocarbons in sewage sludges. Anal. Lett. **14**, 291-309.
- McNulty K.J., A.T. Malarkey, R.L. Goldsmith et M.A. Fremont** (1977) Development of a new process for sludge conditioning. National Conference on Composting of Municipal Residue and Sludge, 23-25 août, Rockville, MD, U.S.A.
- Mench M., C. Juste et P. Solda** (1992) Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue durée: accumulation des métaux par les végétaux supérieurs. Bull. Soc. Bot. Fr. **139(1)**, 141-156.
- Mercier G.** (1988) *L'extraction biologique des métaux lourds des boues anaérobies d'épuration*. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 285 pages.
- Mercier G., S. Gariépy, D. Couillard et F.T. Tran** (1988) Enlèvement des métaux lourds des boues résiduelles par solubilisation biologique. 11^e Symposium International sur le traitement des eaux usées. AQTE, 21 et 22 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 197-208.

- Metcalf & Eddy, Inc. (1992a)** *Opportunities for Energy Conservation and Demand-Side Management in Pumping and Aeration Systems*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-101599, Project 2662-10, Palo Alto, Californie, U.S.A., 138 pages.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1992b)** *Opportunities for Energy Conservation and Load Shaping in Sludge Management Systems*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-101026, Project 2662-10, Palo Alto, Californie, U.S.A.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1992c)** *Review of electrotechnologies used in the disinfection of water and wastewater*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-100977, Project 2662-10, Palo Alto, Californie, U.S.A.
- Metcalf B. et J.C. Lavin (1991)** Consolidated sewage sludge as soil substitute in colliery spoil reclamation. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 83-96.
- Meunier N., J.F. Blais et R.D. Tyagi (1992)** Bio-procédé pour la décontamination et la stabilisation des boues d'épuration. 8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu.
- Meunier N., J.F. Blais et R.D. Tyagi (1994a)** Stabilisation microbiologique des boues d'épuration municipales en milieu acide. 11^e Congrès Scientifique de l'Association des Microbiologistes du Québec, 17 et 18 septembre, Sainte-Foy, Québec, Canada, Compte rendu, p. 17.
- Meunier N., R.D. Tyagi et J.F. Blais (1994b)** Nouveau traitement acide pour la stabilisation des boues d'épuration. Can. J. Civ. Eng. (article soumis).
- Middlebrooks E.J., C.H. Middlebrooks et S.C. Reed (1981)** Energy requirement for small wastewater treatment systems. J. Wat. Pollut. Control Fed. **53(6)**, 1172-1197.
- Mininni G. et M. Santori (1987)** Problems and perspectives of sludge utilization in agriculture. Ecosystem Environ. **18**, 291-311.
- Mininni G., L. Spinosa et A. Misiti (1984)** Evaluation of filterpress performance for sludge dewatering. J. Wat. Pollut. Control Fed. **56**, 331-336.
- Mininni G., L. Spinosa et V. Lotito (1991)** Cost optimization of sewage sludge filterpressing. Wat. Sci. Technol. **23**, 2001-2009.
- Mitani T., T. Ueno et T. Nakamura (1991)** Characteristics of heavy metals removed from activated sludge by acidification. Agric. Biol. Chem. **55(2)**, 569-571.

- Modell M.** (1993) Supercritical water oxidation, an environmentally sound approach to treating aqueous wastes that is now becoming cost competitive. Mater. Technol. **8(7/8)**, 131-.
- Moletta R.** (1989) Contrôle et conduite des digesteurs anaérobies. Rev. Sci. Eau **2**, 265-293.
- Molton P.M., A.G. Fassbender et M.D. Brown** (1985) *Direct thermochemical conversion of sewage sludge to fuel oil*. EPA Cooperative Agreement CR-810690, EPA/600/jr-85/193, NTIS PB85-247534, WERC, Cincinnati, U.S.A.
- Montgomery H.A.C.** (1984) *Minor uses of sewage sludge*. Water Research Centre, WRC Report No. 747-M, Medmemham, Royaume-Uni.
- Mourato D. et D.D. Lang** (1994) *The Toronto harbour commissioners soil recycling demonstration project, summary of operations and test results*. Final report. The Toronto harbour commissioners et Zenon Environmental inc., 46 pages.
- Murakami T., K. Sasabe, K. Sasaki et T. Kawashima** (1991a) Estimation of energy saving for melting process on sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **23**, 2011-2018.
- Murakami T., T. Ishida, K. Sasabe, K. Sasaki et S. Harada** (1991b) Characteristics of melting process for sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **23**, 2019-2028.
- Mustranta A. et L. Viikari** (1993) Dewatering of activated sludge by an oxidative treatment. Wat. Sci. Technol. **28(1)**, 213-221.
- NAS** (1979) *Geochemistry of water in relation to cardiovascular disease*. U.S. National Academy of Sciences, Washington, DC, U.S.A.
- NAS** (1980) *Lead in the human environment*. U.S. National Academy of Sciences, Washington, DC, U.S.A.
- National Technical Information Service** (1993a) *Preliminary review of the energy considerations in dewatering and drying sewage sludge to produce a fuel*. NTIS, DE93504798/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service** (1993b) *Sludge dewatering: sewage treatment*. NTIS, PB93-870160/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service** (1993c) *Sludge dewatering: sewage and industrial wastes*. NTIS, PB94-853744/XAB, Springfield, VA, U.S.A.

- National Technical Information Service (1993d)** *Municipal incineration studies: sludge, refuse, and solid wastes*. NTIS, PB94-85804/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service (1993e)** *Incineration studies*. NTIS, PB94-870426/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service (1993f)** *Municipal incineration studies: sludge, refuse, and solid wastes*. NTIS, PB93-868834/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service (1993g)** *Composting*. NTIS, PB93-874584/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service (1993h)** *Sewage sludge treatment by composting*. NTIS, PB94-855004/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- National Technical Information Service (1993i)** *Composting*. NTIS, PB94-861523/XAB, Springfield, VA, U.S.A.
- Nault F.** (1991) Conférence « séchage et granulation des boues d'épuration ». 14^e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 12 au 14 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 195-203.
- Nichols A.B.** (1992) Improved centrifuge sludge dewatering by steam and carbon dioxide injection. Wat. Environment Technol. **juin**, 6-14.
- Nichols C.G.** (1991) US forestry uses of municipal sewage sludge. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 155-165.
- Nielsen B.** (1992) Costing dewatering. Wat. Qual. Intern. **3**, 24.
- Nriagu J.O.** (1988) A silent epidemic of environmental metal poisoning. Environ. Pollut. **50**, 139-161.
- Nriagu J.O. et J.M. Pacyna** (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature. **333**, 134-139.
- Obbard J.P., D.R. Sauerbeck et K.C. Jones** (1993) *Rhizobium leguminosarum* bv. trifolii in soils amended with heavy metal contaminated sewage sludges. Soil Biol. Biochem. **25(2)**, 227-231.
- Ohshima Y. et T. Masuta** (1991) Sludge melting: Japan's method of treatment. Wat. Environment Technol. **juin**, 68-71.

- Oku S., T. Kasai, M. Hiraoka et N. Takeda (1990)** Melting system for sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 319-327.
- Olesen S.E. et H.S. Mark (1991)** Long-term effects of sewage sludge application in a conifer plantation on a sandy soil. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 177-197.
- Oliver B.G. et J.H. Carey (1976)** Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery. Wat. Res. **10**, 1077-1081.
- Ologhobo A.D. (1988)** The effects of dried poultry droppings (DPD) and dried activated sewage sludge (DASS) on broiler carcass quality. Biol. Wastes **23**, 99-105.
- Ologhobo A.D. et S.O. Oyewole (1987)** Replacement of groundnut meal by dried poultry droppings (DPD) and dried activated sewage sludge (DASS) in diets for broilers. Biol. Wastes **21**, 275-281.
- Olver J.W., W.C. Kreye et P.H. King (1975)** Heavy metal release by chlorine oxidation of sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed. **47**, 2490-2497.
- Ontario (1992)** *Directives concernant l'utilisation de boues d'épuration sur des terres agricoles*. Ministère de l'Environnement et Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Gouvernement de l'Ontario, 32 pages.
- Ontario-Hydro (1993a)** *Fine-Bubble Aeration: Wastewater Treatment Facility Retrofits*.
- Ontario-Hydro (1993b)** *Municipal Water and Wastewater Treatment Facilities in Ontario. An Assessment of Electricity Use and the Impact of Environmental Regulations*.
- Owen W.F. (1982)** *Energy in wastewater treatment*. Prentice-Hall, Toronto, Ontario, Canada.
- Parkin G.F. et W.F. Owen (1986)** Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **112**, 867-920.
- Parsons D., C. Bronlee, D. Wetter, A. Maurer, E. Haughton, L. Kornder et M. Slezak (1975)** *Health aspects of sewage effluent irrigation*. British Columbia Water Resources Services, Pollution Control Branch, Victoria, C.B., Canada, 75 pages.
- Paya B. (1991)** La vis chauffante par induction. Les Cahiers de l'Ingénierie **42**, 6-8.

- Peddie C.C. et D.S. Mavinic (1990)** A pilot-scale evaluation of aerobic-anoxic sludge digestion. Can. J. Civ. Eng. **17(1)**, 68-78.
- Pike E.B., E.G. Carington et S.A. Harman (1988)** Destruction of salmonellas, enteroviruses and ova of parasites in wastewater sludge by pasteurisation and anaerobic digestion. Wat. Sci. Technol. **20**, 337-343.
- Pineau M., P. Côté et J.P. Villeneuve (1985)** Estimation of wastewater treatment costs: Evaluation of the CAPDET model for Canadian conditions. Can. J. Civ. Eng. **12**, 483-493.
- Polan P. et P. Jones (1992)** Problématique des métaux lourds et des organismes pathogènes dans les boues de stations d'épuration municipales. Sci. Tech. Eau **25(1)**, 11-16.
- Popel F. et C. Ohnmacht (1972)** Thermophilic bacterial oxidation of highly concentrated substrates. Wat. Res. **6**, 807-815.
- Pulford I.D. (1991)** Sewage sludge as an amendment for reclaimed colliery spoil. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 41-54.
- Rasmussen H.W. et M.A. Rockandel (1991)** *Method to detoxify sewage sludge*. Brevet enregistré au Canada et aux États-Unis, septembre, No. 5,051,191.
- Ravishankar B.R., J.F. Blais et R.D. Tyagi (1994b)** Discussion on Coliform inactivation in sludge by copper sulphate. Can. J. Civ. Eng. **20**, 1070-1071.
- Ravishankar B.R., J.F. Blais, H. Benmoussa et R.D. Tyagi (1994a)**. Microbial leaching of metals from sewage sludges: Elemental sulphur recovery. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **120**, 462-470.
- Reid, Crowther & Partners, Ltd (1978)** *Conservation Measures in Waste Water Treatment Plants: A Feasibility Study*. Ontario Ministry of Energy, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, Canada, 70 pages.
- Reimers R.S. et T.G. Akers (1988)** Emerging sludge management technologies. 2nd Annual WPCF Speciality Conference on Residuals Management. WPCF, Alexandria, Virginie, U.S.A., Compte rendu, pp. 82-110.
- Reimers R.S. et T.G. Akers (1990)** Update on emerging technologies in sludge management. Pursuing beneficial uses of municipal sewage sludge. USEPA, Region II.

- Reimers R.S. et T.G. Akers** (1991) Chemical sludge treatment - a way of the future. Dans: *Environmental Engineering. Proceedings of the 1991 Speciality Conference*. P.A. Krenkel (éd.), Environmental Engineering Division of the American Society of Civil Engineers, 8 au 10 juillet, Reno, Nevada, U.S.A., Compte rendu, pp. 679-685.
- Rencken G.E. et C.A. Buckley** (1992) Dewatering sludges using a novel membrane technology. Wat. Sci. Technol. **25(10)**, 41-54.
- Rich L.G.** (1987). Rational design of aerobic digestion systems. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **113(3)**, 499-515.
- Roca J. et F. Pomares** (1991). Prediction of available heavy metals by six chemical extractants in a sewage sludge-amended soil. Commun. Soil Sci. Plant Anal. **22(19/20)**, 2119-2136.
- Rockandel M.A.** (1991) Chemical detoxification and pathogen destruction in sludge contaminated with heavy metals. WPCF Speciality Conference, the future of residuals management after 1991. WPCF, Caroline du Nord, U.S.A.
- Ross S.A., M.G. Boivin et D.L. Caverson** (1984) *Coûts d'exploitation et d'entretien des installations de traitement des eaux usées municipales - 1980*. Ministère des approvisionnements et services Canada, SPE 5/UP/1, Ottawa, Ontario, Canada, 31 pages.
- Saint-Yves A.** (1989) La valorisation agricole des boues de stations d'épuration: la question économique. Sci. Tech. Eau **22(3)**, 241-245.
- Sakai S., M. Hiraoka, N. Takeda et T. Tsunemi** (1990) Sewage sludge melting process: preliminary system design and full-scale plant study. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 329-338.
- Sarikaya H.Z. et S. Al-Marshoud** (1993) Improvement of dewatering characteristics of aerobically digested sludges. Wat. Sci. Technol. **28(1)**, 47-51.
- Schönborn W. et H. Hartmann** (1978) Bacterial leaching of metals from sewage sludge. Eur. J. Appl. Microbiol. **5**, 305-313.
- Schönborn W. et H. Hartmann** (1979) Entfernung von schwermetallen aus klarschlammern durch bakterielle laugung. gwf-wasser/abwasser **120**, 329-334.
- Scott D.S. et H. Horlings** (1975) Removal of phosphates and metals from sewage sludges. Environ. Sci. Technol. **9**, 849-855.

- SCS Engineers Inc.** (1985) *Handbook - Estimating Sludge Management Costs*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 625/6-85/010, Cincinnati, Ohio, U.S.A., 540 pages.
- Shooner F., H. Benmoussa, J.F. Blais et R.D. Tyagi** (1992) Inactivation virale lors d'un processus de biolixiviation des boues d'usines d'épuration des eaux municipales. 8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu, p. 47.
- Sin A.W. et M.T.L. Chiu** (1987a) The culture of tilapia (*Sarotherodon mossambica*) in secondary effluents of a pilot sewage treatment plant. Resources Conserv. **13**, 217-229.
- Sin A.W. et M.T.L. Chiu** (1987b) The culture of silver carp, bighead, grass carp and common carp in secondary effluents of a pilot sewage treatment plant. Resources Conserv. **13**, 231-246.
- Skrypski-Mantele S. et al.** (1993) Comparison of capital and operating costs for thermal sludge disposal technologies. 66th WEF Ann. Conf. And Exposition, Anaheim, Californie, U.S.A., Compte-rendu, p. 291.
- Slim J.A. et R.W. Wakefield** (1991) The utilisation of sewage sludge in the manufacture of clay bricks. Wat. South Afr. **17(3)**, 197-202.
- Smith G.S., H.E. Kiesling, E.E. Ray, D.M. Hallford et C.H. Herbel** (1980) Sewage solids as supplemental feed for ruminants: Bioassays of benefits and risks. Dans: *Health Risks of Land Application*. G. Bitton, B.L. Damron, G.T. Edds et J.M. Davidson (éds), Ann Arbor Science Publishers Inc., pp. 357-358.
- Smith J.E.Jr., K.W. Young et R.B. Dean** (1975) Biological oxidation and disinfection of sludge. Wat. Res. **9**, 17-24.
- Smith R. et H. Vasiloudis** (1989) *Inorganic chemical characterization of South African municipal sewage sludges*. Water Research Commission Report, No. 180/1/89, Pretoria, Afrique du Sud, 179 pages.
- Smith R. et H. Vasiloudis** (1991) Importance, determination and occurrence of inorganic chemical contaminants and nutrients in South African municipal sewage sludges. Wat. South Afr. **17(1)**, 19-30.
- Smollen M.** (1990) Evaluation of municipal sludge drying and dewatering with respect to sludge volume reduction. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 153-161.
- Société Québécoise d'Assainissement des Eaux** (1993) *Rapport annuel 1992-1993*. SQAÉ, Montréal, Québec, Canada.

- Sommers L.E. et D.W. Nelson (1981)** Monitoring the response of soils and crops to sludge applications. Dans: *Sludge and its ultimate disposal*. J.A. Bouchart, W.J. Jone et G.E. Sprague (éditeurs), Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, U.S.A., 286 pages.
- Sonnleitner B. et A. Fiechter (1983)** Bacterial diversity in thermophilic aerobic sewage sludge - II. Types of organisms and their capacities. Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol. **18**, 174-180.
- Sopper W.E. (1991)** Utilisation of sewage sludge in the United States for mine land reclamation. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 21-40.
- Sreekrishnan T.R. et R.D. Tyagi (1994)** Heavy metal leaching from sewage sludges: a techno-economic evaluation of the process options. Environ Technol. **15**, 531-543.
- Sreekrishnan T.R., R.D. Tyagi, J.F. Blais et P.G.C. Campbell (1993)** Kinetics of heavy metals bioleaching from sewage sludge-I: Effects of process parameters. Wat. Res. **27**, 1641-1651.
- Sreekrishnan T.R., R.D. Tyagi, P.G.C. Campbell et J.F. Blais (1992)** Heavy metal bioleaching from sewage sludge: critical evaluation of the process kinetics and identification of scale-up criteria. 8^e Congrès régional de l'Est du Canada de l'Association canadienne sur la qualité de l'eau, Sainte-foy, Québec, Canada, Compte-rendu.
- St-Yves A. et R. Beaulieu (1988)** Caractérisation des boues de 34 stations d'épuration des eaux usées municipales. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction générale de l'assainissement des eaux, Direction de l'assainissement agricole, 11 pages.
- Sterritt R.M. et J.N. Lester (1980)** The value of sewage sludge to agriculture and effects of the agricultural use of sludges contaminated with toxic elements: a review. Sci. Total Environment **16**, 55-90.
- Suess A. et T. Lessel (1977)** Radiation treatment of sewage sludge. Rad. Phys. Chem. **9**, 353-370.
- Surucu G.A., E.S.K. Chian et R.S. Engelbrecht (1976)** Aerobic thermophilic treatment of high strength wastewaters. J. Wat. Pollut. Control Fed. **48**, 669-679.
- Suzuki A., T. Nakamura, S. Yokoyama, T. Ogi et K. Kogushi (1988)** An advances treatment of sewage sludge by direct thermochemical liquefaction. Res. Thermochem. Biomass Conversion 816-826.

- Tadesse W., J.W. Shuford, R.W. Taylor, D.C. Adriano et K.S. Sajwan (1991)** Comparative availability to wheat of metals from sewage sludge and inorganic salts. Wat. Air Soil Pollut. **55**, 397-408.
- Tay J. (1987a)** Bricks manufactured from sludge. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **113(2)**, 278-283.
- Tay J. (1987b)** Properties of pulverized sludge ash blended cement. ACI Mater. J. **84(5)**, 358-364.
- Tay J. (1987c)** Sludge ash as filler for Portland cement concrete. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **113(2)**, 345-351.
- Tay J., W.K. Yip et K.Y. Show (1991)** Clay-blended sludge as lightweight aggregate concrete material. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **117(6)**, 834-844.
- Tay J.H. et K.Y. Show (1991)** Properties of cement made from sludge. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **117(2)**, 236-246.
- Tay J.H. et K.Y. Show (1992)** Reuse of wastewater sludge in manufacturing non-conventional construction materials - an innovative approach to ultimate sludge disposal. Wat. Sci. Technol. **26(5/6)**, 1165-1174.
- Taylor C.M.A. et A.J. Moffat (1991)** The potential for utilising sewage sludge in forestry in Great Britain. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 113.
- Tenney M.W., W.F.Jr. Echelberger, J.J. Coffey et T.J. McAloon (1970)** Chemical conditioning of biological sludges for vacuum filtration. J. Wat. Pollut. Control Fed. **42**, R1-R20.
- Tjell J.C. (1986)** Trace metal regulations for sludge utilization in agriculture; A critical review Processing and use of organic sludge and liquid agricultural wastes. Dans: *Commission European Communities Proc. Fourth Int. Symp.*, P. L'Hermite (éditeur), D. Reidel Publishing Co., Rome, Italie, 8 au 11 octobre, pp. 348-361.
- Toffey W.E. (1990)** Large-scale sewage sludge composting: a case for maintaining a diversified program. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 107-116.
- Trauner E.J. (1993)** Sludge ash bricks fired to above and below ash-vitrifying temperature. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **119(3)**, 506-519.
- Tyagi R.D. (1992)** Microbial leaching of metal from municipal sludge: effects of sludge solids concentration. Process Biochem. **27**, 89-96.

- Tyagi R.D. et D. Couillard (1987)** Bacterial leaching of metals from digested sewage sludge. Proc. Biochem. **22**, 114-117.
- Tyagi R.D. et D. Couillard (1990)** Bacterial leaching of metals from sludge. Dans: *Encyclopedia of Environmental Control Technology*. P.N. Cheremisinoff (éd.), Gulf, Houston, Texas, U.S.A., pp. 557-590.
- Tyagi R.D. et F.T. Tran (1991)** Microbial leaching of metals from digested sewage sludge in continuous system. Environ. Technol. **12**, 303-312.
- Tyagi R.D., D. Couillard et F.T. Tran (1988)** Heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbial methods. Environ. Pollut. **50**, 295-316.
- Tyagi R.D., D. Couillard et F.T. Tran (1991a)** Comparative study of bacterial leaching of metals from sewage sludge in continuous stirred tank and airlift reactors. Proc. Biochem. **26**, 47-54.
- Tyagi R.D., D.K. Jain et D. Couillard (1991b)** *A microbial process for heavy metal removal from municipal sludges*. Brevet enregistré au Canada et aux États-Unis, février, No. 07/659,723.
- Tyagi R.D., F.T. Tran et T.J. Agbebavi (1990)** Mesophilic and thermophilic aerobic digestion of municipal sludge in an airlift U-shape bioreactor. Biol. Wastes. **31**, 251-266.
- Tyagi R.D., F.T. Tran, D. Couillard et Y. Grenier (1991c)** Effects of medium composition on the bacterial leaching of metals from digested sludge. Environ. Pollut. **71**, 57-68.
- Tyagi R.D., J.F. Blais et J.C. Auclair (1991d)** Simultaneous municipal sludge digestion and microbial metal leaching. Second Topical Pollution Prevention Conference. American Institute of Chemical Engineering, 18 au 21 août, Pittsburgh, PA, U.S.A., Compte rendu.
- Tyagi R.D., J.F. Blais et J.C. Auclair (1991e)** Simultaneous municipal sludge digestion and microbial metal leaching. 26^e Symposium Canadien pour la Recherche sur la Pollution de l'Eau (ACRPEM), 13 et 14 février, Burlington, Ontario, Canada, Compte rendu.
- Tyagi R.D., J.F. Blais et J.C. Auclair (1991f)** Simultaneous sludge digestion and microbial metal leaching. Heavy Metals in the Environment. International Conference. Vol. 2, J.G. Farmer (éditeur), septembre, Edinbourg, Écosse, Compte rendu, pp. 91-94.

- Tyagi R.D., J.F. Blais et J.C. Auclair (1991g)** *Simultaneous bacterial leaching of metals and sludge digestion*. Brevet enregistré au Canada et aux États-Unis, mars, No. 07/693,650.
- Tyagi R.D., J.F. Blais et J.C. Auclair (1993a)** Bacterial leaching of metals from sewage sludge by indigenous iron-oxidizing bacteria. Environ. Pollut. **82**, 9-12.
- Tyagi R.D., J.F. Blais et N. Meunier (1994a)** Simultaneous sewage sludge stabilization and metal leaching - Effect of sludge solids concentration. Wat. Res. (article soumis).
- Tyagi R.D., J.F. Blais et T.R. Sreekrishnan (1994b)** *Bacterial leaching of metals from sewage sludge*. CRC Press Inc., Boca Raton, Floride, U.S.A., (en préparation).
- Tyagi R.D., J.F. Blais, B. Boulanger et J.C. Auclair (1993b)** Simultaneous municipal sludge digestion and metal leaching. J. Environ. Sci. Health. **A28**, 1361-1379.
- Tyagi R.D., J.F. Blais, J.C. Auclair et N. Meunier (1993c)** Bacterial leaching of toxic metals from municipal sludge: Influence of sludge characteristics. Wat. Environment Res. **65(3)**, 196-204.
- Tyagi R.D., J.F. Blais, L. Deschênes, P. Lafrance et J.P. Villeneuve (1994c)** Comparison of microbial sulfuric acid production in sewage sludge from added sulfur and thiosulfate. J. Environ. Qual. **23**, 1065-1070.
- Tyagi R.D., J.F. Blais, N. Meunier et D. Kluepfel (1993d)** Biolixiviation des métaux lourds et stabilisation des boues d'épuration. Essai en bioréacteur opéré en mode cuvée. Can. J. Civ. Eng. **20(1)**, 57-64.
- Tyagi R.D., T.R. Sreekrishnan, J.F. Blais et P.G.C. Campbell (1994d)** Kinetics of heavy metals bioleaching from sewage sludge-III: Temperature effects. Wat. Res. **28(11)**, 2367-2375.
- Tyagi R.D., T.R. Sreekrishnan, P.G.C. Campbell et J.F. Blais (1993e)** Kinetics of heavy metals bioleaching from sewage sludge-II: Mathematical model. Wat. Res. **27**, 1653-1661.
- U.S. Code of Federal Regulations (1986)** *Title 40, 40 CFR*. Chapitre 2, Section 123.21, App. D, juillet.
- U.S. Environmental Protection Agency (1979)** *Sludge treatment and disposal - Process design manual*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-625/1-79-011, Washington, D.C., U.S.A.

- U.S. Environmental Protection Agency (1980a)** *Innovative and alternative technology: Assessment manual*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 430/9-78/009, Washington, D.C., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1980b)** *Treatability manual, volume IV. Cost estimating*. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/8-80-042d, Washington, D.C., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1981)** *Computer Assisted Procedure for the Design and Evaluation of Wastewater Treatment Systems (CAPDET). Program User's Guide*. Environmental Protection Agency, U.S. Army Engineering Waterways Experiment Station, Environmental Engineering Division, Vicksburg, M.S., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1982)** *Fate of priority pollutants in publicly owned treatment works - final report, Vol. 1*. Effluent Guidelines Division, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 440/1-82/303, Washington, D.C., U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1984)** *Environmental regulations and technology. Use and disposal of municipal wastewater sludge*. EPA-625/10-84-003, 78 pages.
- U.S. Environmental Protection Agency (1985)** *Estimating sludge management costs: Handbook*. SCS Engineers Inc., U.S. Environmental Protection Agency, EPA /625/6-85/010, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1986)** *Air quality criteria document for lead*. Environmental Criteria and Assessment Office, Research Triangle Park, Caroline du Nord.
- U.S. Environmental Protection Agency (1988)** National pollution discharge elimination system sewage sludge permit regulations, state sludge management program requirements. U.S. Fed. Register **53(46)**, 7642-7673.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989a)** *Annual Volume of Sludge in the U.S. Standards for the Disposal of Sewage Sludge; Proposed rule*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1989b)** *Summary Report - In-Vessel Composting of Municipal Wastewater Sludge*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-625/8-89/016, Cincinnati, Ohio, U.S.A.

- U.S. Environmental Protection Agency (1989c)** *1988 Needs survey of municipal wastewater treatment facilities*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 430/09-89-001, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1990)** National sewage sludge survey; availability of information and data, and anticipated impacts on proposed regulations, proposed rule. U.S. Fed. Register **55**, 47209-47283.
- U.S. Environmental Protection Agency (1991)** *Recovery of metals from sludges and wastewaters*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/S2-91/041, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- U.S. Environmental Protection Agency (1993)** *Standards for the use and disposal of sewage sludge, 40 CFR Parts 257, 403 and 503, Final Rule*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, U.S.A.
- van den Berg (1991)** Physical aspects of landfilling of sewage sludge, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 263-276.
- van der Roest H.F., A.A. Salomé et E. Koornneef (1993)** New generation beltpresses and decanters for sludge dewatering. Wat. Sci. Technol. **28(1)**, 21-28.
- van Oostrom A.J., R.N. Cooper et D. Adamson (1991)** Sludge stabilization in New Zealand. Biocycle juin, 55-60.
- Vesilind P.A. et C.J. Martel (1990)** Freezing of water and wastewater sludges. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **116(5)**, 854-862.
- Vesilind P.A., S. Wallinmaa et C.J. Martel (1991)** Freeze-thaw sludge conditioning and double layer compression. Can. J. Civ. Eng. **18**, 1078-1083.
- Vézina P.E. et M.R. Roberge (1981)** *Comment aménager nos forêts*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec, Canada, 273 pages.
- Vieira e Silva J.M., H. Domingues et M.E. Mesquita (1993)** Sequential extraction of copper and zinc from sewage sludges. Use of organic solvents. Intern. J. Environ. Qual. **51**, 109-112.
- Vismara R. (1985)** A model for autothermic aerobic digestion. Effects of scale depending on aeration efficiency and sludge concentration. Wat. Res. **19(4)**, 441-447.
- Vriens L., R. Nihoul et H. Verachtert (1989)** Activated sludges as animal feed: A review. Biol. Wastes **27**, 161-207.

- Warner A.P.C., G.A. Ekama et G.V.R. Marais (1986)** The activated sludge process - IV. application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. Wat. Res. **20**, 943-958.
- Water Pollution Control Federation (WPCF) et American Society of Civil Engineers (ASCE) (1988)** *Aeration a Wastewater Treatment Process*. WPCF/ASCE, New York, N.Y., U.S.A.
- Water Pollution Control Federation (WPCF) et Association Québécoise des Techniques de l'Eau (AQTE) (1985)** *Exploitation des stations d'épuration des eaux usées*. Environnement Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Webber M.D. (1986)** *Épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles - une évaluation*. Direction Générale de la Recherche, Agriculture Canada, 42 pages.
- Webber M.D. (1988)** Contrôle de la concentration de métaux lourds dans les sols après épandage de boues d'égout municipales: l'approche canadienne. Sci. Tech. Eau **21(1)**, 45-51.
- Webber M.D. (1990)** Resource recovery through unconventional uses of sludge. Le premier colloque québécois sur la valorisation des boues de stations d'épuration municipales. Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Hull, Québec, Canada, Compte-rendu, pp. 277-296.
- Webber M.D. (1991)** Resource recovery through unconventional uses of sludge, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 263-276.
- Webber M.D. et A. Shames (1987)** Heavy metal concentrations in Halton region soils: an assessment for future municipal sludge utilization. Can. J. Soil Sci. **67**, 893.
- Webber M.D. et S. Lesage (1989)** Organic contaminants in canadian municipal sludges. Waste Manag. Res. **7**, 63-82.
- Webber M.D., L.E. Duvoort-van Engers et S. Berglund (1986)** Future developments in sludge disposal strategies. Dans: *Factors influencing sludge utilisation practices in Europe*, R.D. Davis et al. (éds), EUR 10360, D. Reidel Publishing Co., pp. 103-114.
- Weismantel G.E. (1993)** Sludge dewatering technology. Pollut. Eng. **25**, 28-.
- Werner W., H.W. Scherer et F. Reinartz (1991)** Experiences of the usage of heavy amounts of sewage sludge for reclaiming opencast mining areas and amelioration of very steep and stony vineyards. Dans: *Alternatives uses for sewage sludge*, J.E. Hall (éd.), Pergamon Press, Oxford, Royaume-Uni, pp. 71-82.

- Wesner G., G. Culp, T. Lineck, et D. Hinrichs (1978)** *Energy Conservation in Municipal Wastewater Treatment*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-430/9-77-011, Washington, D.C., U.S.A.
- Wolinski W.K. (1985)** Aerobic thermophilic sludge stabilization using air. Wat. Pollut. Control **84**, 433-445.
- Wolstenholme P. (1990)** A compaction-granulation process turns municipal sludge into a valuable fertilizer component. Wat. Sci. Technol. **22(12)**, 239-247.
- Wong L. et J.G. Henry (1983)** Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge. Wat. Pollut. Res. J. Can. **18**, 151-162.
- Wong L. et J.G. Henry (1984)** Decontaminating biological sludge for agricultural use. Wat. Sci. Technol. **17**, 575-586.
- Wong L.T.K. et J.G. Henry (1988)** Bacterial leaching of heavy metals from anaerobically digested sludge. Dans: *Biotreatment Systems, Volume II*, D.L. Wise (éditeur), CRC Press, Inc., Boca Raton, Floride, U.S.A., pp. 125-169.
- Wozniak D.J. et J.Y.C. Huang (1982)** Variables affecting metal removal from sludge J. Wat. Pollut. Control Fed. **54**, 1574-1580.
- Yashiki D. et T. Murakami (1991)** Operational results of melting system for sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **23**, 1773-1781.
- Yokoyama S., A. Suzuki, M. Murakami, T. Ogi, K. Kogushi et E. Nakamura (1987)** Liquid fuel production from sewage sludge by catalytic conversion using sodium carbonate. Fuel **66**, 1150-1155.
- Young D.F. et B. Koopman (1991)** Electricity use in small wastewater treatment plants. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **117(3)**, 300-307.