

**Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
INRS – Eau, Terre et Environnement**

**Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique**

Par

Joannie Tremblay

**B. Sc. Sciences biologiques,
spécialisé en Microbiologie et Immunologie**

**Mémoire présenté
Pour l'obtention du grade de Maître ès Sciences (M. Sc.) en sciences de l'eau**

Jury d'évaluation

Examineur externe	Alfred Jaouich UQÀM
Examineur interne	Rajeshwar Dayal Tyagi INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Patrick Drogui INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Guy Mercier INRS-ETE
Directeur de recherche	Jean-François Blais INRS-ETE

Novembre 2006

© Droits réservés de Joannie Tremblay

RÉSUMÉ

La valorisation agricole constitue une bonne façon de réutiliser les boues d'épuration municipales générées à la suite du traitement des eaux usées. Les restrictions quant au moment d'épandage ne permettent toutefois pas d'épandre les boues tout au long de l'année et un stockage plus ou moins long (maximum 6 mois) est souvent nécessaire. Selon les conditions d'entreposage, il peut y avoir modification des teneurs en éléments fertilisants ou en indicateurs de contamination fécale par exemple. De cette façon, même si les boues répondaient aux normes applicables à la valorisation agricole à la sortie de la station, ce n'est plus nécessairement le cas à la fin du stockage.

La présente étude avait donc pour but d'évaluer l'impact biologique et physico-chimique de l'entreposage sur des boues d'épuration traitées par différents procédés de stabilisation et/ou de décontamination. Trois modes d'entreposage ont été testés : à l'intérieur à température stable ($21 \pm 2^\circ\text{C}$), à l'extérieur pendant l'été (mai à octobre 2005) et à l'intérieur à température variable afin de simuler la période hivernale. L'effet du pH initial des boues avant l'entreposage a également été déterminé, et les eaux de percolation associées aux boues ont aussi été analysées.

Les résultats après un stockage de 5 mois ont révélé un ajustement du pH des boues et des eaux autour de 8,0-8,5 et une diminution des odeurs indépendamment du mode de traitement ou d'entreposage. La qualité sanitaire des boues s'est également améliorée, car les coliformes fécaux ont été globalement éliminés et les charges en streptocoques fécaux et salmonelles ont diminué. L'entreposage engendre aussi une augmentation des teneurs en azote ammoniacal. Les métaux et nutriments ne semblent pas quant à eux se solubiliser dans les eaux de percolation.

Les résultats n'ont pas permis de faire ressortir un type de traitement des boues répondant mieux à l'entreposage mais la température d'entreposage a un effet sur la rapidité et l'intensité des changements se déroulant dans les eaux et les boues. Un stockage hivernal ralentit ainsi la vitesse des réactions métaboliques et donc des changements physico-chimiques dans les boues.

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mon directeur, M. Jean-François Blais, pour sa grande disponibilité et ses conseils judicieux. J'ai grandement apprécié la confiance qu'il m'a accordée, mais c'est indubitablement la façon dont j'ai été encadrée qui m'a permis de m'épanouir et de persévérer pendant ces deux années. Merci infiniment !

Merci également à mes codirecteurs M. Guy Mercier et M. Patrick Drogui pour toute l'aide apportée lors du pilotage et pour leur expertise. Je suis aussi très reconnaissante envers Mme Myriam Chartier qui se dévoue corps et âme à notre cause et pour sa bonne humeur contagieuse. De plus, un merci tout spécial revient à deux stagiaires qui ont largement contribué à ma réussite, Mme Davina Cloutier et M. Joseph Lupien-Meilleur. Merci beaucoup !

Un énorme merci à mes parents qui m'ont toujours encouragée à me dépasser et qui ont assuré mon bonheur et ma sécurité pendant toute la durée de mes études. Sans eux, je n'aurais pu vivre pleinement toutes ces années ! J'ai également une pensée toute spéciale pour mon amoureux si attentionné. Enfin, je ne peux terminer cette aventure sans adresser mes remerciements à mes frères et sœurs de l'Eau, qui m'ont aidé chacun à leur manière à traverser la pénible première session et avec qui se sont créés tant de beaux souvenirs.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé.....	iii
Remerciements.....	v
Table des matières.....	vii
Liste des tableaux.....	xi
Liste des figures.....	xix
Liste des abréviations.....	xxiii
Introduction.....	1
1. Caractéristiques et gestion des biosolides.....	3
1.1. Production et caractéristiques des biosolides.....	3
1.1.1. <i>Situation mondiale de l'épuration des eaux usées et de la production des biosolides</i>	3
1.1.2. <i>Types de traitement des eaux usées et types de boues associés</i>	4
1.1.3. <i>Caractéristiques des biosolides</i>	5
1.1.3.1. <i>Caractéristiques physico-chimiques et valeur agronomique</i>	6
1.1.3.2. <i>Pathogènes</i>	10
1.1.3.3. <i>Odeurs</i>	12
1.1.3.4. <i>Composés toxiques</i>	12
1.2. Modes de gestion et d'élimination des biosolides et législation associée.....	15
1.2.1. <i>Options de gestion et d'élimination</i>	15
1.2.2. <i>Législation</i>	15
2. Traitement des biosolides.....	19
2.1. Conditionnement, épaissement, déshydratation et séchage.....	19
2.1.1. <i>Conditionnement</i>	19
2.1.2. <i>Épaissement</i>	20
2.1.3. <i>Déshydratation</i>	21
2.1.4. <i>Séchage thermique</i>	22

2.2.	Stabilisation	22
2.2.1.	<i>Digestion aérobie</i>	23
2.2.2.	<i>Digestion anaérobie</i>	24
2.2.3.	<i>Compostage</i>	25
2.2.4.	<i>Stabilisation chimique</i>	25
2.2.4.1.	Stabilisation par chaulage	26
2.2.4.2.	Stabilisation aux nitrites	26
2.2.4.3.	Autres	26
2.2.5.	<i>Lagunage</i>	27
2.2.6.	<i>Stabilisation physique</i>	27
2.2.7.	<i>Méthodes électrochimiques</i>	28
2.2.8.	<i>Procédés de stabilisation des boues développés à l'INRS-ETE</i>	28
2.2.8.1.	Procédé Stabiox	29
2.2.8.2.	Procédé ElecStab	30
2.3.	Décontamination	31
2.3.1.	<i>Biolixiviation</i>	31
2.3.2.	<i>Lixiviation chimique</i>	32
2.3.3.	<i>Procédés de décontamination développés à l'INRS-ETE</i>	32
2.3.3.1.	Procédés Metix-BS	32
2.3.3.2.	Procédés Metix-BC et Metix-BF	33
2.3.3.3.	Procédés Metix-AC	33
3.	Stockage des biosolides et objectifs de recherche	35
3.1.	Utilité du stockage	35
3.2.	Paramètres de stockage	35
3.3.	Essais antérieurs de stockage des biosolides	37
3.4.	Objectifs de recherche	41
4.	Méthodologie	43
4.1.	Échantillonnage des boues et description de la station d'épuration	43
4.2.	Traitement des boues	44
4.3.	Stockage des boues	47

4.4.	Paramètres suivis lors du stockage	49
4.4.1.	<i>Solides totaux (ST) et volatils (SV)</i>	51
4.4.2.	<i>Odeurs</i>	51
4.4.3.	<i>Température interne, pH, POR et taux de consommation d'oxygène</i>	52
4.4.4.	<i>Analyses microbiologiques</i>	54
4.4.5.	<i>Demande chimique en oxygène</i>	54
4.4.6.	<i>Éléments nutritifs</i>	55
4.4.7.	<i>Métaux</i>	56
4.4.8.	<i>Détermination du phosphore assimilable et des cations échangeables</i>	57
4.5.	Traitement statistique des données	57
4.6.	Limites de détection et contrôles certifiés	58
5.	Résultats et discussion.....	61
5.1.	Traitement initial des boues (avant stockage)	61
5.2.	Analyse des boues d'épuration	65
5.2.1.	<i>Paramètres physiques</i>	65
5.2.1.1.	Température et masse de boues	65
5.2.1.2.	Solides totaux et solides volatils.....	67
5.2.1.3.	pH et POR.....	74
5.2.1.4.	Odeurs.....	81
5.2.2.	<i>Paramètres chimiques</i>	84
5.2.2.1.	Demande chimique en oxygène.....	84
5.2.2.2.	Azote.....	87
	Azote ammoniacal (N-NH ₄).....	88
	Nitrites-Nitrates (N-NO ₂ /NO ₃).....	92
	Azote Kjeldahl (N-NTK).....	96
	Azote total.....	100
5.2.2.3.	Carbone et ratio C/N.....	104
5.2.2.4.	Phosphore	107
5.2.2.5.	Soufre.....	111
5.2.2.6.	Métaux et nutriments extraits par digestion partielle au HNO ₃	117
5.2.2.7.	Métaux et nutriments extraits par la méthode Mehlich3	122

5.2.3.	<i>Paramètres biologiques</i>	133
5.2.3.1.	Coliformes fécaux.....	133
5.2.3.2.	Bactéries hétérotrophes aérobies	138
5.2.3.3.	Salmonelles.....	141
5.2.3.4.	Streptocoques fécaux	144
5.2.3.5.	Taux de consommation d'oxygène.....	146
5.3.	Analyse des eaux de percolation.....	150
5.3.1.	<i>Paramètres physiques</i>	150
5.3.1.1.	Volume d'eau.....	150
5.3.1.2.	pH	152
5.3.2.	<i>Paramètres chimiques</i>	156
5.3.2.1.	Azote.....	156
	Azote ammoniacal (N-NH ₄)	156
	Nitrites-Nitrates (N-NO ₂ /NO ₃).....	160
5.3.2.2.	Carbone.....	163
5.3.2.3.	Phosphore	169
5.3.2.4.	Métaux et nutriments	173
5.4.	Améliorations à apporter au projet	175
6.	Conclusions et recommandations.....	177
7.	Références	183
	Annexes.....	191
	Annexe 1	193
	Annexe 2	197
	Annexe 3	217
	Annexe 4	221
	Annexe 5	237

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Caractérisation agronomique de biosolides mixtes et primaires de papetières et de biosolides municipaux valorisés en agriculture au Québec (teneurs moyennes sur 12 mois en 1999).....	8
Tableau 2	Teneurs moyennes (% MS) en éléments fertilisants de biosolides provenant de 15 États américains ^a	9
Tableau 3	Classification des boues en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques selon OTV.....	9
Tableau 4	Principaux agents pathogènes retrouvés dans les eaux usées municipales et les fumiers et maladies et symptômes provoqués selon l'USEPA	11
Tableau 5	Teneurs moyennes (mg/kg MS) en métaux lourds de biosolides de 34 stations d'épuration du Québec en 1994	13
Tableau 6	Teneurs moyennes (mg/kg MS) en métaux lourds et en contaminants toxiques de biosolides valorisés en agriculture pour la saison d'épandage de 1999	14
Tableau 7	Comparaison des teneurs limites (mg/kg de b.s.) en métaux dans les biosolides aux États-Unis (USEPA 1995), dans l'Union Européenne (Matthews, 2001) et au Québec (Charbonneau <i>et al.</i> , 2001; Environnement Québec, 2004).....	16
Tableau 8	Conditions de stockage expérimental des boues et abréviations associées.....	49
Tableau 9	Paramètres physico-chimiques et biologiques à analyser dans les biosolides, fractions analysées, nombre de répliques et fréquence d'analyse.....	50
Tableau 10	Limites de détection instrumentale (LDI) et des méthodes utilisées (LDM), et valeurs attendues (V.A.) et obtenues (V.O.) des contrôles certifiés analysés.....	59
Tableau 11	Limites de détection de l'ICP-AES (LDI) et des méthodes utilisées (LDM), et valeurs attendues (V.A.) et obtenues (V.O.) des contrôles certifiés analysés.....	60
Tableau 12	Évolution de l'oxygène dissout (mg/L), de la siccité (%), des solides volatils (%), de la température (°C) et du pH dans la boue mixte liquide traitée par digestion aérobie pendant 12 jours.....	61
Tableau 13	Étapes du traitement Metix-AC appliqué aux boues d'épuration et pH et POR (mV) associés aux ajouts de réactifs	62
Tableau 14	Étapes du traitement Stabiox appliqué aux boues d'épuration et pH et POR (mV) associés aux ajouts de réactifs	62
Tableau 15	Caractéristiques initiales des boues d'épuration avant la mise en place des dispositifs d'entreposage.....	63

Tableau 16	Températures (°C) ambiantes et moyennes répertoriées dans les boues stockées à l'intérieur à température stable (IS) et à l'extérieur à température variable (IV) en fonction du temps (semaines), et température moyenne (°C) maintenue dans les boues stockées EV tout au long de l'entreposage.....	66
Tableau 17	Températures moyenne et maximale moyenne (°C) des mois de mai à octobre 2005 recensées à l'aéroport international Jean-Lesage de Québec selon les données d'Environnement Canada.....	66
Tableau 18	Siccité (%) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	69
Tableau 19	Teneur en solides volatils (%) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	70
Tableau 20	pH des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	75
Tableau 21	Potentiel d'oxydoréduction (POR) (mV) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	80
Tableau 22	Évolution du TON des boues stockées à l'intérieur à température pièce constante (IS), à l'intérieur à température variable (IV) ou à l'extérieur à température estivale variable (EV) en fonction du temps (semaines).....	82
Tableau 23	Demande chimique en oxygène (DCO) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	85
Tableau 24	Teneur en azote ammoniacal (N-NH ₄) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	89
Tableau 25	Teneur en nitrites-nitrates (N-NO ₂ /NO ₃) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	93
Tableau 26	Teneur en azote total Kjeldahl (N-NTK) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	97

Tableau 27	Rapport N-NH ₄ /N-NTK dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	101
Tableau 28	Teneur en azote (%) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	102
Tableau 29	Pourcentage de carbone (%) et ratio C/N dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	105
Tableau 30	Teneur en phosphates (P-PO ₄) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	108
Tableau 31	Teneur en phosphore (P _{tot}) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ ou Mehlich3 dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	112
Tableau 32	Pourcentage de soufre (%) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	113
Tableau 33	Teneur en soufre (S) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ ou Mehlich3 dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	114
Tableau 34	Facteur de concentration moyen des solides dans les boues ^a en fonction du type de traitement des boues et du mode de stockage.....	119
Tableau 35	Tendances observées entre le début et la fin de l'entreposage dans les teneurs en métaux ou en nutriments mesurées à la suite d'une digestion partielle au HNO ₃ en fonction des types de boues, tous modes de stockage confondus (IS, IV ou EV).....	120
Tableau 36	Teneur en aluminium (Al) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	123

Tableau 37	Teneur en calcium (Ca) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	124
Tableau 38	Teneur en cuivre (Cu) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	125
Tableau 39	Teneur en fer (Fe) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	126
Tableau 40	Teneur en potassium (K) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	127
Tableau 41	Teneur en magnésium (Mg) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	128
Tableau 42	Teneur en manganèse (Mn) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	129
Tableau 43	Teneur en sodium (Na) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	130

Tableau 44	Teneur en zinc (Zn) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO ₃ , dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	131
Tableau 45	Teneur en coliformes fécaux (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	135
Tableau 46	Teneur en bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	139
Tableau 47	Quantité de salmonelles (UFC/4g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	142
Tableau 48	Quantité de streptocoques fécaux (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	145
Tableau 49	Taux de consommation d'oxygène (TCO) (mg O ₂ /kg sec de SV/h) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	147
Tableau 50	Volume (mL) d'eau percolée des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines)	151
Tableau 51	pH des eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines)	154
Tableau 52	Teneur en azote ammoniacal (N-NH ₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	158
Tableau 53	Teneur en nitrites-nitrates (N-NO ₂ /NO ₃) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	161
Tableau 54	Teneur en carbone organique total (COT) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	163

Tableau 55	Teneur en carbone organique dissous (COD) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage	164
Tableau 56	Rapport COD/COT (%) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines), et rapport moyen (%) selon les semaines toutes boues confondues.....	167
Tableau 57	Teneur en phosphates (P-PO ₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	170
Tableau 58	Teneur en phosphore total (P _{tot}) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	171
Tableau 59	Masses de boues (kg) avant l'échantillonnage en fonction du temps (semaines), du type de boue et du mode de stockage	195
Tableau 60	Teneur en aluminium (Al) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	199
Tableau 61	Teneur en arsenic (As) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	200
Tableau 62	Teneur en bore (B) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	201
Tableau 63	Teneur en baryum (Ba) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	202
Tableau 64	Teneur en calcium (Ca) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	203
Tableau 65	Teneur en cadmium (Cd) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage	204

Tableau 66	Teneur en cobalt (Co) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	205
Tableau 67	Teneur en chrome (Cr) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	206
Tableau 68	Teneur en cuivre (Cu) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	207
Tableau 69	Teneur en fer (Fe) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	208
Tableau 70	Teneur en potassium (K) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	209
Tableau 71	Teneur en magnésium (Mg) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	210
Tableau 72	Teneur en manganèse (Mn) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	211
Tableau 73	Teneur en molybdène (Mo) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	212
Tableau 74	Teneur en sodium (Na) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	213
Tableau 75	Teneur en nickel (Ni) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	214

Tableau 76	Teneur en plomb (Pb) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	215
Tableau 77	Teneur en zinc (Zn) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO ₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.....	216
Tableau 78	Rapports entre la masse résiduelle d'Al, de Cu, de Fe et de Zn dans les boues après 20 semaines de stockage et la masse théoriquement estimée à partir des masses mesurées dans les eaux de percolation, et rapports moyens calculés à partir des quatre métaux, en fonction du mode d'entreposage.....	219
Tableau 79	Teneur en aluminium (Al) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage.....	223

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Centrifugeuse industrielle <i>Pieralisi</i> (BABY 1) utilisée pour la déshydratation des boues d'épuration.....	45
Figure 2	Bassin de réaction de l'usine pilote où ont été appliqués les traitements Metix-AC et Stabiox sur les boues d'épuration de Valcartier	46
Figure 3	Illustration des installations de stockage des boues d'épuration déshydratées : a) Stockage IV à 10°C ; b) Stockage IS ; c) Stockage EV ; d) Contenants de stockage et de récupération des eaux de percolation.....	48
Figure 4	Mode de disposition des échantillons lors des tests d'odeurs	52
Figure 5	Montage du test de détermination du taux de consommation d'oxygène (TCO) dans les boues : a) Bullage ; b) Mesure de l'oxygène dissout dans le temps après le bullage	53
Figure 6	Température moyenne (°C) associée au stockage à l'extérieur répertoriée à l'aéroport international Jean-Lesage de Québec du 23 mai 2005 au 26 octobre 2005.....	67
Figure 7	Évolution temporelle de la siccité (%) des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	71
Figure 8	Évolution temporelle des solides volatils (%) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	72
Figure 9	Évolution temporelle du pH dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	76
Figure 10	Évolution temporelle de l'inverse du TON des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	83
Figure 11	Évolution temporelle de la DCO (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	86

Figure 12	Évolution temporelle de la teneur en azote ammoniacal (N-NH ₄) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	90
Figure 13	Évolution temporelle de la teneur en nitrites-nitrates (N-NO ₂ /NO ₃) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	94
Figure 14	Teneur en azote total Kjeldahl (N-NTK) (mg/kg b.s.) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	96
Figure 15	Teneur en azote (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	103
Figure 16	Teneur en carbone (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	104
Figure 17	Ratio carbone/azote (C/N) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	106
Figure 18	Évolution temporelle de la teneur en phosphates (P-PO ₄) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	109
Figure 19	Teneur en soufre (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	115
Figure 20	Représentation en échelle logarithmique de l'évolution temporelle des coliformes fécaux (UFC/g) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7	136
Figure 21	Représentation en échelle logarithmique de l'évolution temporelle des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) (UFC/g) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	140

Figure 22	Quantité de salmonelles (UFC/4g) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	143
Figure 23	Quantité de streptocoques fécaux (UFC/g) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7	144
Figure 24	Évolution temporelle du taux de consommation d'oxygène (TCO) (mg d'O ₂ / kg sec de SV / h) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	148
Figure 25	Évolution temporelle pH dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	155
Figure 26	Évolution temporelle de l'azote ammoniacal (N-NH ₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	159
Figure 27	Évolution temporelle des nitrites-nitrates (N-NO ₂ /NO ₃) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	162
Figure 28	Évolution temporelle du carbone organique total (COT) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	165
Figure 29	Évolution temporelle du carbone organique dissous (COD) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	166
Figure 30	Évolution temporelle des phosphates (P-PO ₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	172
Figure 31	Évolution temporelle de l'aluminium (Al) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7.....	239

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AGV	Acides gras volatils
BH	Boue humide
BHA	Bactéries hétérotrophes aérobies
BNQ	Bureau des normes du Québec
Boue AE	Boue stabilisée par voie aérobie
Boue CH	Boue stabilisée par chaulage
Boue CO	Boue contrôle (non traitée)
Boue M2	Boue décontaminée par le procédé Metix-AC à pH 2
Boue M4	Boue décontaminée par le procédé Metix-AC à pH 4
Boue M7	Boue décontaminée par le procédé Metix-AC à pH 7
Boue S4	Boue stabilisée par le procédé Stabiox à pH 4
Boue S7	Boue stabilisée par le procédé Stabiox à pH 7
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CF	Coliformes fécaux
COT	Carbone organique total
CT	Coliformes totaux
CUM	Communauté urbaine de Montréal
CUO	Communauté urbaine de l'Outaouais
CUQ	Communauté urbaine de Québec
DBO	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
ELECDEC	Procédé électrochimique de décontamination (INRS-ETE)
ELECSTAB	Procédé électrochimique de stabilisation (INRS-ETE)

EV	Stockage à l'extérieur à température variable
HB	Haute-Bécancour
INRS	Institut national de la recherche scientifique
IS	Stockage à l'intérieur à température stable
IV	Stockage à l'intérieur à température variable
METIX-AC	Procédé chimique de décontamination des boues
METIX-BC	Procédé hybride (chimique/biologique) de décontamination
METIX-BF	Procédé biologique de décontamination au sulfate ferreux
METIX-BS	Procédé biologique de décontamination au soufre élémentaire
MRF	Matières résiduelles fertilisantes
MS (BS)	Matières sèches, Matières solides
MST ou ST	Matières solides totales
MVT ou SV	Matières volatiles totales
NPP	Nombre le plus probable
POR	Potentiel d'oxydoréduction
SF	Streptocoques fécaux
ST	Solides totaux
STABIOX	Procédé chimique de stabilisation des boues (INRS-ETE)
SV	Solides volatils
TCO	Taux de consommation d'oxygène
TM	Tonne métrique
TON	Threshold odor number
UFC	Unité formatrice de colonie

INTRODUCTION

Le traitement des eaux usées génère des quantités considérables de sous-produits, appelés boues d'épuration ou encore biosolides. Ainsi, en moyenne, une production annuelle de 15 à 25 tonnes de matières sèches de boues est obtenue pour chaque 1 000 habitants desservis par une station d'épuration (OTV, 1997). Avec l'avènement de procédés de traitement des eaux usées de plus en plus performants, la quantité de biosolides ainsi générée ne peut qu'augmenter. La gestion des boues résiduelles peut occuper jusqu'à 50% du budget d'épuration des eaux usées d'une usine (Spinosa et Vesilind, 2001) et il est donc nécessaire de trouver des façons de disposer de ces solides en se tournant de plus en plus vers des options écologiques de recyclage. En effet, le volume des boues ainsi que les coûts associés à leur gestion exigent la recherche de procédés de disposition autres que l'incinération, l'enfouissement ou le rejet en mer qui sont polluants et de plus en plus onéreux. La valorisation agricole, sylvicole ou horticole de ces biosolides, lesquels possèdent une bonne valeur fertilisante, apparaît donc comme une option à privilégier. Par ailleurs, la valorisation de ces MRF doit être faite dans un contexte bien réglementé étant donné les risques associés à la présence de contaminants chimiques et microbiologiques dans les boues.

Développé à l'INRS-ETE au cours des dernières années, le procédé Metix permet un enlèvement efficace des métaux toxiques tout en détruisant les pathogènes et en éliminant les odeurs (Blais *et al.*, 2004 ; Mercier *et al.*, 2002). Ce procédé permet également de conserver les propriétés fertilisantes des biosolides décontaminés. Le procédé Stabiox quant à lui, a été développé en vue de la stabilisation des boues, c'est-à-dire l'élimination des odeurs et la destruction des microorganismes pathogènes. De plus, cette technique améliore les caractéristiques de déshydratabilité des boues (Boudreault et Blais, 2002 ; Drogui *et al.*, 2004).

Les usines de traitement des eaux usées génèrent des biosolides tout au long de l'année mais lorsqu'ils sont destinés à la valorisation agricole, ces derniers ne peuvent être épandus qu'à certains moments bien précis de l'année. Il apparaît donc nécessaire d'entreposer et de stocker ces biosolides, parfois pendant de longues périodes, avant l'épandage. Entre la fin du traitement des boues et le moment de leur épandage, plusieurs mois se passent dans des conditions qui peuvent être propices, entre autres, à la reprise des odeurs et aux changements dans les teneurs en

éléments fertilisants. Par conséquent, afin de pouvoir commercialiser les technologies Metix et Stabiox, il est essentiel d'approfondir les connaissances relatives au comportement des boues suite à ces traitements. *La présente recherche vise donc à étudier les effets physico-chimiques et biologiques d'un stockage de plusieurs mois de boues (biologiques et physico-chimiques) traitées par différents procédés, notamment les procédés Metix et Stabiox.*

Le premier chapitre de ce mémoire trace un portrait des caractéristiques des boues, des règlements relatifs à leur valorisation et des différents modes de gestion de ces biosolides. Le second chapitre porte sur les divers procédés de traitement des boues, alors que le troisième chapitre fait le point sur les connaissances relatives au stockage des biosolides et décrit les objectifs spécifiques de la présente étude. Le quatrième chapitre expose la méthodologie de recherche, alors que les résultats et la discussion sont présentés au cinquième chapitre. Les principales conclusions et recommandations issues de cette étude viennent enfin terminer ce mémoire.

1. Caractéristiques et gestion des biosolides

1.1. Production et caractéristiques des biosolides

1.1.1. Situation mondiale de l'épuration des eaux usées et de la production des biosolides

L'urbanisation croissante des sociétés contemporaines entraîne dans son sillon une augmentation significative des ouvrages de traitement des eaux usées et donc, des boues résiduelles, appelées aussi biosolides. Les boues d'épuration font partie des matières résiduelles fertilisantes (MRF) qui sont définies comme étant des « *matières résiduelles dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques et l'activité biologique des sols* » (Environnement Québec, 2004). En France, vers le milieu des années 1990, la quantité de boues urbaines produite avoisinait les 850 000 tonnes de MS et les prédictions sont croissantes pour les années futures, soit 1 300 000 tonnes de MS pour 2005 (OTV, 1997). L'estimation du volume des boues industrielles pour cette même année est semblable à celui des boues urbaines susmentionné, tandis que le volume de boues provenant de l'épuration de l'eau potable est d'environ 150 000 tonnes de MS par an. Au niveau de toute l'Europe, on estimait en 1997 à 7 millions de tonnes de MS par an la production de boues d'épuration et on prévoit une augmentation de la production à 15-20 millions de tonnes de MS par année en 2005, si les législations européennes sur la gestion des eaux usées sont appliquées. Même si le volume des boues est en augmentation en Europe et qu'il faut trouver des solutions rapides et efficaces de gestion, la législation favorise le recyclage et la valorisation de ces dernières, car les biosolides sont considérés depuis 1979 comme matières fertilisantes et non comme des déchets à abandonner (OTV, 1997).

Du côté des États-Unis, la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) estimait la production annuelle des biosolides à 6,9 millions de tonnes sèches en 1998 dont 60% était valorisée (USEPA, 1999), le rejet en mer étant interdit depuis 1992. Les estimations de production de biosolides pour 2005 et 2010 avoisinent respectivement les 7,6 et 8,2 millions de tonnes sèches et le pourcentage valorisé devrait passer à 70% en 2010. Les boues générées aux États-Unis sont majoritairement issues de modes de traitement avancés (primaire, secondaire

et/ou tertiaire combinés) et ainsi mieux adaptées aux utilisations écologiquement bénéfiques, même si on enfouissait encore 17% des biosolides et en incinérât 22% en 1998 (USEPA, 1999).

En 1994, une proportion de 84% de la population québécoise était desservie par une usine de traitement des eaux usées et au Canada, cette donnée s'élève à 93% en 2004. À l'heure actuelle, les quelques 7 millions d'habitants du Québec produisent environ 200 000 tonnes sèches de boues par an, dont 80 à 85% sont produits par la CUM, la CUQ et la CUO (Blais, 2005). En 1999, 48% (715 323 TM de boues humides) des biosolides mixtes de papetières, 5% (76 426 TM) des biosolides primaires de papetières et 4% (66 174 TM) de biosolides municipaux ont été valorisés soit en agriculture, en sylviculture ou par compostage. Les biosolides de papetières et municipaux au cours de cette même année représentaient ainsi respectivement 70% et 7% des MRF valorisées par épandage agricole au Québec, mais l'ensemble des MRF ne comptait que pour 3% de toutes les matières fertilisantes épandues en agriculture (Charbonneau *et al.*, 2000).

Comme les biosolides sont en augmentation croissante dans le monde, les moyens de disposer de ceux-ci sont d'une importance capitale afin de préserver la qualité de l'environnement. Outre la valorisation agricole, les biosolides ont d'autres utilités, comme de l'engrais pour les plantes, pour les sols carencés ou en sylviculture, de même que pour la confection de terreaux ou pour la végétalisation des sites dégradés, pour ne nommer que ceux-là (Charbonneau *et al.*, 2000). Les biosolides ne doivent donc plus être considérés comme des résidus nuisibles de l'activité humaine mais comme une valeur ajoutée aux procédés de traitement des eaux usées.

1.1.2. Types de traitement des eaux usées et types de boues associés

Le traitement des eaux usées comporte plusieurs étapes qui assurent une épuration adéquate. Ces étapes, dont quelques unes sont communes à toutes les stations de traitement, comprennent le prétraitement, le traitement primaire (physique ou chimique), le traitement secondaire (élimination des matières organiques dissoutes et des matières en suspension), le traitement tertiaire et enfin, la désinfection et l'élimination des boues. Tout d'abord, le prétraitement des eaux usées consiste généralement à contrôler les variations des caractéristiques de ces liquides (égalisation), pour ensuite les neutraliser et se débarrasser des matières grossières (de grande dimension). Par la suite, les matières flottantes sont broyées et les matières sablonneuses sont

enlevées, de même que les huiles et les graisses. En fait, le prétraitement consiste à préparer les eaux usées à subir les traitements physiques et chimiques subséquents dans des conditions optimales de traitement.

Une fois la première étape réalisée, on cherche alors à éliminer le plus possible de matières solides dispersées dans les eaux et ceci se réalise par sédimentation, aussi appelée décantation primaire. Une boue qui ne subit que ce type de traitement contient de 93 à 99,5% d'eau ainsi que des solides et des substances dissoutes et est appelée boue primaire (USEPA, 1984).

L'objectif du traitement secondaire des eaux usées consiste à diminuer la demande biologique en oxygène (DBO) par la réduction de la quantité de matière organique colloïdale et dissoute. De façon générale, cette étape est réalisée biologiquement, c'est-à-dire en utilisant la microflore indigène présente dans les eaux pour métaboliser cette matière organique. Ces microorganismes peuvent être soit fixés à un support solide mobile dans les eaux ou peuvent être libres (en suspension). Les biosolides qui en résultent sont nommés boues secondaires et contiennent une grande quantité de biomasse mais une faible teneur en solides (0,5 à 2% p/v) (USEPA, 1995). Les boues primaires et secondaires peuvent être mélangées avant d'être acheminées vers leur destination finale et ces boues sont alors nommées boues mixtes.

Certaines stations de traitement des eaux usées utilisent un traitement plus avancé afin d'améliorer la qualité générale des eaux traitées. Ces boues, appelées boues tertiaires, peuvent subir des traitements visant la désinfection de l'eau, la déphosphatation, la dénitrification, la filtration, etc., ce qui peut contribuer à améliorer leur rendement lors de l'épaississement et de la déshydratation.

Enfin, en fonction de la destination finale des boues d'épuration, (l'enfouissement, l'incinération, la valorisation agricole, etc.) celles-ci peuvent être épaissies, conditionnées, stabilisées, déshydratées, digérées aérobiquement ou anaérobiquement, etc.

1.1.3. Caractéristiques des biosolides

Les biosolides issus du traitement des eaux usées municipales, industrielles ou autres présentent des caractéristiques qui leur sont propres et qui peuvent influencer sur leur destination finale. Afin de traiter les boues d'épuration pour qu'elles rencontrent la législation appropriée pour tel ou tel type d'utilisation, il est nécessaire de connaître les caractéristiques de celles-ci. De

plus, en connaissant les propriétés de ces biosolides, il est aussi possible de prévoir leur rendement lorsqu'ils seront soumis aux divers traitements possibles. Les boues sont caractérisées en fonction de leur teneur en matières sèches, en suspension et volatiles, de leur demande biologique ou chimique en oxygène (matière organique), de leur pH et des éléments nutritifs qui y sont contenus (C, N, P, S, etc.). Sont également contenus dans ces biosolides des métaux, qui peuvent être bénéfiques ou nuisibles à la croissance des plantes et à la qualité du sol, des contaminants organiques toxiques, des microorganismes pathogènes et des composés générant des odeurs nauséabondes.

1.1.3.1. Caractéristiques physico-chimiques et valeur agronomique

En connaissant les caractéristiques physico-chimiques d'une boue, il est possible de déterminer quel type de traitement sera appliqué à ces dernières, de même qu'il est possible de prédire leur comportement suivant tel ou tel mode de traitement. Kopp et Dichtl (2001a) ont recensé les paramètres les plus couramment utilisés pour caractériser les boues d'épuration. Les solides les plus fréquemment mesurés sont les solides totaux, en suspension et volatiles. Les solides totaux représentent le rapport entre la masse de matières sèches et la masse totale de la boue, tandis que les solides en suspension sont obtenus en calculant le rapport entre la masse de matières sèches capturées sur un filtre et la masse totale de la boue. Enfin, on calcule les solides volatils en soustrayant de 1 le rapport entre la masse résiduelle de la boue après combustion et la masse de matières sèches. Il est possible d'augmenter la teneur en solides par différents moyens de conditionnement, de filtration et de déshydratation, lesquels seront discutés dans une section ultérieure.

Au niveau des paramètres chimiques analysés, on retrouve le pH, l'alcalinité et les teneurs en acides gras volatils (AGV). De plus, si les boues sont destinées à la valorisation agricole, il est intéressant de vérifier leur valeur agronomique en estimant la quantité d'éléments nutritifs qui y sont contenus (C, N, P, S, etc.). Les boues d'épuration étant classées comme MRF selon la *Politique Québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008*, celles-ci contiennent des éléments nutritifs utiles à la croissance des plantes, de même que certains composés agissant comme catalyseurs de l'activité biologique du sol (OTV, 1997). Par conséquent, des sols carencés en certains éléments nutritifs nécessaires aux cultures céréalières, sylvicoles,

marais ou autres peuvent trouver dans les biosolides une très bonne source d'éléments nutritifs, comme par exemple l'azote (3 à 7% de la matière sèche), dont 30 à 50% de celui-ci est disponible. Les boues sont également composées de phosphore (2-7% MS), de potassium (0,5-1,5% MS), de calcium (4-5,5% MS) et de magnésium (0,4% MS) (OTV 1997).

Charbonneau *et al.* (2001) ont dressé un portrait du contenu en éléments fertilisants de quelques MRF, dont les biosolides, en s'appuyant sur les analyses effectuées par le CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec) pour la saison d'épandage de 1999. Ces informations sont livrées au Tableau 1.

L'USEPA (1995) a également recensé les teneurs en éléments fertilisants de boues provenant de 15 États américains qui sont relatées au Tableau 2.

Les éléments fertilisants présents dans les biosolides peuvent se présenter sous diverses formes. L'azote peut être présent dans les boues d'épuration sous forme inorganique (NH_4 ou NO_3) ou sous forme organique (doit alors être décomposé par les microorganismes pour devenir biodisponible), et cette forme déterminera la quantité d'azote nécessaire pour les végétaux. Les nitrates représentent la forme la plus soluble d'azote et une attention particulière doit être portée à cette forme, car elle est la plus susceptible de contaminer les eaux avoisinant les champs d'épandage. Le phosphore (P), le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le fer (Fe), qui sont d'autres nutriments essentiels à la croissance des plantes, sont présents dans les biosolides sous forme de complexe avec la matière organique et, de cette façon, leur concentration demeure assez élevée dans les solides même s'ils sont déshydratés (USEPA, 1995).

Les boues d'épuration sont regroupées en cinq classes dont les propriétés spécifiques sont le reflet de la qualité du type de traitement des eaux utilisé. Le Tableau 3, tiré du guide publié par l'OTV (1997), résume les caractéristiques de chaque type de boue.

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Tableau 1 Caractérisation agronomique de biosolides mixtes et primaires de papetières et de biosolides municipaux valorisés en agriculture au Québec (teneurs moyennes sur 12 mois en 1999)

Types de biosolides	Caractéristiques agronomiques								
	Matière sèche (% b.h.)	Matière organique (% b.s.)	C/N	N-NTK (mg/kg b.s.)	N-NH ₄ (mg/kg b.s.)	P ₂ O ₅ (mg/kg b.s.)	Ca (mg/kg b.s.)	Mg (mg/kg b.s.)	pH
Mixtes de papetières	26	80	21	23 741	1 024	9 611	9 293	806	6,8
Primaires de papetières	44	65	293	1 512	29	782	52 671	1 152	7,8
Municipaux	23	43	10	30 035	3 194	26 757	60 530	3 525	8,5

Tableau 2 Teneurs moyennes (% MS, p/p) en éléments fertilisants de biosolides provenant de 15 États américains^a

	Éléments fertilisants							
	Azote total ^b	NH ₄	NO ₃	P	K	Na	Ca	Fe
Teneurs moyennes (%)	3,90	0,65	0,05	2,50	0,40	0,57	4,9	1,3

^a Données tirées des études de Sommers (1977) et de Furr (1976).

^b Obtenu par l'addition de l'azote organique, de l'azote ammoniacal et des nitrates.

Tableau 3 Classification des boues en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques selon OTV

Paramètres	Classe A ^a	Classe B1 ^b	Classe B2 ^c	Classe C ^d	Classe D ^e
MS (g/L)	12	9	7	10	30
MV (% MS)	65	67	77	72	50
pH	6	7	7	6,5	7
C (% MV)	51,5	52,5	53	51	49
H (% MV)	7	6	6,7	7,4	7,7
O (% MV)	35,5	33	33	33	35
N (% MV)	4,5	7,5	6,3	7,1	6,2
S (% MV)	1,5	1	1	1,5	2,1
Ratio C/N	11,4	7	8,7	7,2	7,9
P (% MS)	2	2	2	2	2
Cl (% MS)	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
K (% MS)	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
Al (% MS)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Ca (% MS)	10	10	10	10	10
Fe (% MS)	2	2	2	2	2
Mg (% MS)	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6

^a Boues primaires, primaires physico-chimiques et boues de forte ou très forte charge.

^b Boues biologiques en eau brute.

^c Boues biologiques en eau décantée.

^d Boues mixtes de type A + B2.

^e Boues stabilisées biologiquement.

Les biosolides doivent ensuite être concentrés, par exemple par déshydratation, afin d'en diminuer le volume et pour en faciliter le transport. À la fin de ce traitement, les boues possèdent une teneur en matière sèche, la siccité, qui permet par exemple de déterminer la manière dont elles seront transportées et/ou stockées. Les boues dites liquides renferment de 1 à 10% de matières sèches, les boues pâteuses en contiennent de 10 à 30%, les boues solides, de 30 à 90%, et les boues sèches renferment plus de 90% de matières sèches.

1.1.3.2. Pathogènes

Les eaux usées et les biosolides qui en résultent contiennent une grande quantité de microorganismes qui peuvent être pathogènes pour les humains et les animaux. De plus, ces microorganismes ont la capacité de dégrader la matière organique et, par conséquent, de générer des odeurs nauséabondes. Il est donc nécessaire de traiter adéquatement les biosolides avant d'en disposer (stabilisation), pour ainsi éviter de contaminer les sources d'eau avoisinant les sites d'enfouissement ou d'épandage, de même que pour diminuer les risques de nuisance olfactive. Le Tableau 4 présente les principaux pathogènes retrouvés dans les eaux usées, les biosolides et les fumiers selon l'USEPA (1995).

La teneur et la composition en microorganismes dans les biosolides varient en fonction du traitement qu'ils ont subi à l'usine de traitement des eaux. La détermination des quantités totales en microorganismes s'avérant une tâche trop exhaustive, on utilise les coliformes totaux (CT) et fécaux (CF) comme indicateurs de contamination fécale ainsi que les salmonelles comme indicateurs du potentiel pathogène. Charbonneau *et al.* (2001) ont retrouvé 334 UFC/g de CF dans les biosolides mixtes de papetières, 100 UFC/g dans les biosolides primaires de papetières et 1 250 UFC/g dans les biosolides municipaux. La législation permet une certaine teneur en coliformes et salmonelles dans les boues d'épuration et ces normes seront étayées dans la section 1.2.2.

Tableau 4 Principaux agents pathogènes retrouvés dans les eaux usées municipales et les fumiers, et maladies et symptômes provoqués selon l'USEPA (1995)

Microorganismes	Maladies ou symptômes provoqués
<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose (empoisonnement alimentaire, typhoïde)
<i>Shigella</i> spp.	Dysenterie bacillaire
<i>Yersinia</i> spp.	Gastro-entérite aiguë (diarrhée, douleur abdominale)
<i>Vibrio cholerae</i>	Choléra
<i>Campylobacter jejuni</i>	Gastro-entérite
<i>Escherichia coli</i> (entéropathogènes)	Gastro-entérite
Poliovirus	Poliomyélie
Coxsackievirus	Méningite, pneumonie, hépatite, fièvre, etc.
Echovirus	Méningite, pneumonie, hépatite, fièvre, etc.
Virus Hépatite A	Hépatite infectieuse
Rotavirus	Gastro-entérite aiguë avec diarrhée sévère
Virus de Norwalk	Gastro-entérite épidémique avec diarrhée sévère
Reovirus	Infections respiratoires, gastro-entérite
<i>Cryptosporidium</i>	Gastro-entérite
<i>Entamoeba histolytica</i>	Entérite aiguë
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis (diarrhée et crampes abdominales)
<i>Balantidium coli</i>	Dysenterie et diarrhée
<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Problèmes digestifs, douleurs abdominales
<i>Ascaris suum</i>	Toux, douleurs à la poitrine
<i>Trichurius trichiura</i>	Douleurs abdominales, diarrhée, anémie, perte de poids
<i>Toxocara canis</i>	Fièvre, inconfort au niveau de l'abdomen, douleurs aux muscles
<i>Taenia saginata</i>	Stress, insomnie, anorexie
<i>Taenia solium</i>	Stress, insomnie, anorexie
<i>Necator americanus</i>	Hookworm disease
<i>Hymenolepis nana</i>	Taeniasis

1.1.3.3. Odeurs

Une des réticences publiques majeures en ce qui a trait à l'utilisation des biosolides en tant que fertilisants agricoles concerne les odeurs nauséabondes qui sont émises par les boues d'épuration. Les odeurs varient en fonction du type de boues obtenu et ces émissions sont le fruit de la dégradation chimique et microbiologique de la matière organique. En effet, les biosolides contiennent des acides aminés et des hydrates de carbone qui sont une source de nourriture pour les microorganismes qui s'y trouvent. La matière organique est ainsi décomposée en matières volatiles telles que l'ammoniac, les amines, les composés soufrés, les thiols, le mercaptan et les AGV.

La stabilisation des biosolides constitue un moyen efficace de réduire ou même de contrer l'émission des odeurs nauséabondes, soit par la réduction des nutriments essentiels à la croissance des microorganismes, par l'alcalinisation des boues, par une déshydratation poussée, etc. Une étude a même montré que le stockage des boues d'épuration peut même contribuer à les stabiliser (Baron *et al.*, 1989). Par contre, si les boues stockées ont subi un traitement de stabilisation inadéquat, des odeurs peuvent être émises et ainsi rendre impossible l'utilisation de ces boues comme engrais, car les odeurs constituent un critère de qualité régissant leur utilisation.

1.1.3.4. Composés toxiques

L'industrialisation croissante des activités humaines entraîne dans son sillon la génération de biosolides de plus en plus concentrés en composés toxiques comme les métaux lourds (As, Cu, Cd, Cr, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn, etc.) et les contaminants organiques (BPC, HAP, LAS, etc.) qui peuvent entrer dans les sources d'eau souterraines ou avoisinant les champs où sont épandues les boues, et ainsi causer de sérieux problèmes de santé à ceux qui ont ingéré ces contaminants. Certains métaux, comme le magnésium ou le zinc, sont toutefois des micronutriments essentiels à la croissance des végétaux. Desjardins et Brière (1994) ont recensé les teneurs en métaux lourds de boues de 34 stations d'épuration du Québec (Tableau 5).

Tableau 5 Teneurs moyennes (mg/kg MS) en métaux lourds de biosolides de 34 stations d'épuration du Québec en 1994

Métaux	As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Teneurs (mg/kg MS)	4,7	43,0	4,9	14,3	92	963	2,2	342	10,5	58,0	167	2,8	692

Charbonneau *et al.* (2001) ont également répertorié les teneurs en métaux de différents types de biosolides selon les analyses effectuées par le CEAEQ pour la saison d'épandage de 1999 (Tableau 6).

Pendant le stockage des biosolides destinés à l'épandage agricole, les teneurs en métaux lourds demeurent inchangées, car ceux-ci ne sont pas dégradables chimiquement ou biologiquement. Par ailleurs, le ruissellement dans les solides causé, entre autres, par les précipitations ou la fonte des glaces sur et à l'intérieur des boues stockées, pourrait entraîner un changement de biodisponibilité des métaux, comme c'est le cas pour le fer (Ruby *et al.*, 1999). Des changements chimiques (cycles humidité-séchage) et microbiologiques peuvent aussi affecter la spéciation du cuivre (Mingelgrin et Biggar, 1986). Les métaux peuvent également se complexer à la matière organique et sont ainsi plus accessibles pour les organismes que lorsqu'ils sont sous forme minérale.

Tableau 6 Teneurs moyennes (mg/kg MS) en métaux lourds et en contaminants toxiques de biosolides valorisés en agriculture pour la saison d'épandage de 1999

Contaminants	Types de biosolides		
	Mixtes de papetières	Primaires de papetières	Municipaux
As	< 0,9	< 0,9	6,5
Cd	< 1,31	< 0,95	< 3,44
Co	< 3,1	< 3,1	11,0
Cr	< 15,5	9,0	25,4
Cu	34	66	438
Hg	< 0,11	< 0,20	0,85
Mo	< 2,5	< 3,0	< 4,1
Ni	10,2	6,9	25,5
Pb	< 8,0	< 8,8	74,2
Se	< 0,64	< 0,63	1,73
Zn	93	139	357
Al	3 911	2 604	12 511
B	< 27,5	< 23,0	< 18,2
Fe	3 114	1 453	11 398
Mn	500	320	604
Na	1 326	3 443	2 986
Dioxines et furanes (ng EQT/kg)	1,57	1,48	8,59

1.2. Modes de gestion et d'élimination des biosolides et législation associée

1.2.1. Options de gestion et d'élimination

Actuellement, il existe plusieurs façons de disposer des biosolides générés par le traitement des eaux usées : l'utilisation agricole ou autres utilisations sur les sols, l'enfouissement, l'incinération avec récupération de l'énergie générée, la réutilisation pour la confection de matériel nouveau, le rejet en mer, etc. Même si les modes de disposition sont multiples, certaines options, comme le rejet en mer ou l'enfouissement, sont de moins en moins favorisées par la législation. Si les boues sont destinées à l'usage agricole, celles-ci doivent être traitées de façon à rencontrer les teneurs limites en polluants organiques, en contaminants organiques, en métaux lourds, en microorganismes ou autres afin de ne pas constituer un danger pour la santé. Lorsqu'elles sont envoyées à un site d'enfouissement, elles le sont sans être préalablement traitées et ceci constitue donc l'option la moins favorable écologiquement. Ce mode de disposition des biosolides subit d'ailleurs d'intenses pressions dans certains pays (Banks et Heaven, 2001). En 1998 aux États-Unis, environ 1,2 millions de tonnes sèches de boues par année étaient destinées à l'enfouissement et 2,8 millions de tonnes sèches étaient valorisées en agriculture (USEPA, 1999). Du côté de l'Union Européenne pendant la même année, ce sont 2,6 millions de tonnes sèches qui ont été enfouies pendant la même année et 2,37 millions de tonnes sèches qui ont été valorisées (Banks et Heaven, 2001).

L'enfouissement étant une solution de plus en plus soumise à de strictes règles, l'incinération constitue une voie attrayante, spécialement pour les grosses stations de traitement des eaux usées. Par ailleurs, la phase gazeuse générée par la combustion restreint l'application de ce procédé dû aux polluants qu'elle renferme (As, Hg, Pb, Ni, Zn, Cd). De plus, les métaux se retrouvent dans les cendres, ce qui rend difficile la disposition sécuritaire de ces résidus.

1.2.2. Législation

En fonction de leur destination finale (valorisation agricole, incinération, enfouissement, etc.), les biosolides doivent rencontrer les législations locales en matière de contenu en métaux lourds, en pathogènes, en éléments fertilisants et en ce qui a trait aux odeurs. Afin d'être valorisés en agriculture, les biosolides ne doivent pas contenir plus d'une quantité limite en

métaux. Le Tableau 7 présente les teneurs limites en métaux des boues destinées à la valorisation agricole aux États-Unis (USEPA, 1995), en Europe (Matthews, 2001) et au Québec (Charbonneau *et al.*, 2001 ; Environnement Québec, 2004). Au Québec, les solides sont regroupés en deux catégories selon leur teneur en métaux, soient les catégories C₁ (de très grande qualité environnementale pour lesquels il n'est pas nécessaire de restreindre la dose d'épandage sur les sols relativement aux éléments traces) et C₂ (teneurs maximales en métaux).

Tableau 7 Comparaison des teneurs limites (mg/kg de b.s.) en métaux dans les biosolides aux États-Unis (USEPA 1995), dans l'Union Européenne (Matthews, 2001) et au Québec (Charbonneau *et al.*, 2001; Environnement Québec, 2004)

Métaux	Teneurs limites (mg/kg de b.s.)			
	États-Unis	Union européenne	Québec	
			C ₁	C ₂
As	75	- ^a	13	40
Cd	85	20-40	3	10
Cr	3000	-	210	1060
Co	-	-	34	150
Cu	4300	1000-1750	400	1000
Pb	840	750-1200	150	300
Hg	57	16-25	0,8	5
Mo	75	-	5	20
Ni	420	300-400	62	180
Se	100	-	2	14
Zn	7500	2500-4000	500	1850

^a Données non disponibles.

En ce qui a trait aux pathogènes, l'USEPA a publié les teneurs limites acceptables pour les biosolides destinés à la valorisation agricole. Ce guide divise les boues d'épuration en 2 catégories, soit les classes A (PFRP, *Process to Further Reduce Pathogens*) et B (PSRP, *Process to Significantly Reduce Pathogens*). Seules les boues rencontrant les critères de ces deux classes peuvent être épandues en champ, la classe A étant exempte de toute restriction par rapport au site et la classe B devant en respecter (USEPA, 2000b). La classe A doit rencontrer les caractéristiques suivantes :

- Salmonelles < 3 NPP (nombre le plus probable) / 4 g de solides totaux (ST) ;
- Coliformes fécaux < 1000 NPP / g ;
- Entérovirus < 1 UFP (*unité formatrice de plage*) / 4 g de ST ;
- Œufs viables d'helminthes < 1 / 4 g de solides totaux.

La classe B, quant à elle, doit renfermer une densité totale de CF ne dépassant pas les 2 000 000 NPP /g MS.

Au Québec, on classe les biosolides en ce qui a trait aux pathogènes parmi les catégories P₁, P₂ et P₃ (Environnement Québec, 2004). D'autres critères doivent être considérés pour classer les biosolides selon ce guide mais il n'en sera pas fait mention ici. Les valeurs présentées ci-après concernent les biosolides de papetière.

- P₁ : *E. coli* < 1000 NPP / g MS et Salmonelles < 3 NPP / 4 g MS ;
- P₂ et P₃ : *E. coli* < 2 000 000 NPP / g MS.

Les odeurs émises par les biosolides permettent également de classer ces boues dans les catégories O₁, O₂, ou O₃ (Environnement Québec, 2004):

- O₁ : peu odorant (Boues de chaux de papetière, Biosolides papetiers à C/N ≥ 70) ;
- O₂ : malodorant (Biosolides municipaux – étangs, Biosolides papetiers – traitement acide, Biosolides municipaux – traitement à la chaux, Biosolides municipaux séchés, Biosolides d'abattoirs chaulés);
- O₃ : fortement malodorant (Biosolides municipaux – usines – traitement biologique, Biosolides papetiers à C/N < 70 - sans traitement acide - non issu d'un procédé Kraft, Biosolides d'abattoirs chaulés).

La teneur en éléments fertilisants des boues d'épuration est également sujette à une réglementation, car de trop grandes quantités d'azote appliquées sur les sols par exemple, peuvent entraîner une pollution des eaux souterraines par les nitrates (USEPA, 1995) qui peuvent causer des problèmes de santé. Le phosphore, quant à lui, ne semble pas présenter de risques pour la santé. C'est en fonction du type de culture qui croît sur les sols où seront appliqués les biosolides que la détermination de la quantité maximale d'éléments fertilisants et donc de boues à épandre est déterminée (USEPA,1995).

2. Traitement des biosolides

L'évacuation des boues des stations d'épuration des eaux usées nécessite préalablement que celles-ci subissent différents traitements et ce, afin de les concentrer et de diminuer les risques et les nuisances associés à leur valorisation. Les sections suivantes décrivent sommairement les divers procédés de traitement des boues pouvant être appliqués.

2.1. Conditionnement, épaissement, déshydratation et séchage

Afin de faciliter la gestion des boues d'épuration, celles-ci doivent occuper un volume minimal et être facilement stockables. De cette façon, la plus grande quantité possible d'eau doit être éliminée. Cette action peut être accomplie à l'aide de diverses techniques de conditionnement, d'épaissement, de déshydratation mécanique et de séchage thermique.

2.1.1. Conditionnement

Le conditionnement des boues d'épuration consiste à augmenter l'efficacité des procédés de séparation des phases liquides et solides subséquents en altérant la structure microscopique des boues en brisant les matières colloïdales. Ces matières colloïdales tendent à incorporer de l'eau dans leur structure afin de diminuer les forces de répulsion qui s'exercent entre elles. De ce fait, le conditionnement s'appuie sur le concept de neutralisation des charges afin de faciliter la liaison des particules solides entre elles (augmentation de leur taille) et ainsi faciliter l'enlèvement de l'eau des boues d'épuration. Dans la majorité des cas, ce sont des agents chimiques qui sont utilisés, tels que les minéraux et les polymères organiques et ce, en fonction du procédé d'enlèvement de l'eau qui sera utilisé. Par exemple, les sels de fer sont essentiellement employés avec les filtres à plateaux et peuvent être combinés à de la chaux ou à un polymère afin d'améliorer la filtrabilité (OTV, 1997). Du côté des réactifs organiques, ce sont les polymères cationiques qui sont les plus couramment utilisés et il a été démontré que les particules cationiques possédant un haut poids moléculaire sont plus efficace que celles de plus faible poids (Dentel, 2001). Il existe plusieurs paramètres régissant le choix du type de composé chimique à utiliser dans le conditionnement des boues mais il n'en sera pas fait mention dans le présent mémoire.

Il existe également des procédés physiques permettant le conditionnement des boues d'épuration et ceux-ci peuvent engendrer des coûts d'opération plus faibles mais sont aussi en général moins efficaces que le conditionnement chimique (Dentel, 2001). Le conditionnement thermique consiste à causer la modification des propriétés physiques et chimiques des boues en les soumettant à des températures entre 175 et 240°C et à de hautes pressions (1700-2700 kPa) (Dentel, 2001). Ces changements engendrent une augmentation de la déshydratabilité des boues. La température et la durée de cuisson sont définis en fonction du niveau de filtrabilité souhaité et de la texture des boues (OTV, 1997). L'OTV (1997) fait par ailleurs mention d'une hydrolyse partielle de la matière organique lorsque les boues sont conditionnées à ces hautes températures. Il est aussi possible de faciliter la déshydratation des boues en utilisant un procédé de congélation-décongélation (Martel, 1991). Lors de la formation des cristaux de glace dans les boues, ces derniers ont tendance à incorporer seulement les molécules d'eau, excluant les particules solides. Par conséquent, pendant la décongélation, l'eau est éliminée des boues par drainage. Des essais à l'échelle pilote au New Hampshire ont montré que l'eau de boues d'égouts digérées aérobiquement ou anaérobiquement a pu être enlevée à plus de 95% (Martel et Diener, 1991). La congélation-décongélation, couplée avec une étape de digestion des boues, peut également contribuer à la diminution du potentiel pathogène de ces boues (Dilek Sanin *et al.*, 1994).

2.1.2. Épaississement

La première étape du traitement des boues d'épuration est l'épaississement et permet de diminuer le volume des boues à traiter ou à disposer, en plus d'améliorer le rendement de digestion (Blais et Sasseville, 1996) et de déshydratation (Scales *et al.*, 2001). L'OTV (1997) classe les techniques d'épaississement en deux catégories : l'épaississement statique et l'épaississement dynamique. Dans la première catégorie, on retrouve la décantation, aussi appelée épaississement statique gravitaire. Les boues sont envoyées dans des cuves cylindriques avec ou sans pont racleur et y séjournent pendant une longue période, qui n'est toutefois pas excessive afin d'éviter la fermentation, sous l'action de la pesanteur pour concentrer les boues de deux à huit fois (OTV, 1997). Cette technique est surtout employée sur des boues primaires ou des boues mixtes. La seconde catégorie de traitement épaississant comprend la flottation,

l'égouttage et la centrifugation et ces procédés sont dits dynamiques car ils sont basés sur l'utilisation de forces mécaniques pour épaissir les boues. Ils nécessitent un faible temps de séjour mais sont par contre plus onéreux que la décantation. Les boues issues d'un traitement biologique subissent principalement une étape de flottation qui consiste à introduire de fines bulles d'air dans la cuve de flottation qui causent une remontée des particules solides qui seront captées par la suite. L'égouttage quant à lui est un procédé qui épaissit les boues en les faisant passer sur une toile filtrante. Cette technique est plus efficace que la flottation ou la décantation mais nécessite cependant une étape de floculation au préalable et elle demeure néanmoins moins coûteuse que la flottation. Enfin, il est possible d'épaissir les boues en les centrifugeant, et cette technique s'applique préférentiellement aux boues biologiques ou physico-chimiques tertiaires. Elle possède l'avantage de pouvoir être automatisée mais les coûts d'utilisation sont plus élevés.

2.1.3. Déshydratation

La déshydratation des biosolides possède les mêmes visées d'enlèvement maximal de l'eau que le conditionnement et l'épaississement. Comme les boues contiennent de l'eau entre et à l'intérieur des particules solides (flocs), la déshydratation comporte une étape de filtration (pour enlever l'eau entre les particules) et de pression (pour enlever l'eau à l'intérieur des particules) (Novak, 2001). La séparation de l'eau des particules solides des boues peut s'effectuer tout d'abord par centrifugation. Cette technique est applicable en continu sur tous les types de boues et permet d'épaissir les boues en même temps que s'effectue l'étape de déshydratation (OTV, 1997). Viennent ensuite les traitements de filtration des boues qui peuvent être effectués sur des filtres à bandes ou à plateaux. Dans le premier cas, qui nécessite l'application d'une haute ou d'une basse pression, la siccité obtenue est généralement faible (sauf si de hautes pressions sont utilisées) mais les coûts d'exploitation sont modérés (OTV, 1997). Lors de ce processus, les boues sont comprimées progressivement entre deux bandes filtrantes qui s'enroulent successivement autour de plusieurs rouleaux et/ou tambours (Blais et Sasseville, 1996). Dans le deuxième cas, la filtration résulte de la compression des boues, générée par un pompage de ces dernières à l'intérieur du filtre, entre des plateaux, causant ainsi la sortie de l'eau. Cette méthode permet d'obtenir le niveau le plus élevé de siccité en déshydratation (30-45%) (OTV, 1997). Chacune des deux techniques susmentionnées comporte des variantes qui modifient le niveau de siccité atteint, les coûts d'exploitation, le temps de séjour, etc. Plusieurs autres techniques sont

également utilisées pour déshydrater les boues, comme les lits de séchage, la congélation-décongélation, les presses à vis, la filtration sous vide ou le séchage au micro-ondes (Collins *et al.*, 1991) mais ces méthodes sont moins couramment utilisées.

2.1.4. Séchage thermique

Une autre façon de retirer l'eau des boues d'épuration et d'ainsi diminuer le volume à traiter consiste à les sécher thermiquement. En plus de générer des boues à moins de 10% d'humidité qui sont plus facilement stockables et transportables, cette méthode offre l'avantage de pasteuriser ces dernières (Weemaes et Verstraete, 2001). Le séchage thermique consiste à chauffer directement (l'agent chauffant est en contact direct avec les boues) ou indirectement les boues d'épuration de façon à ce que l'eau soit éliminée par évaporation. Ces techniques demandent par contre beaucoup d'énergie et sont sujettes à des pertes de rendement dû aux pertes de chaleur et à l'émission de gaz. De plus, le séchage n'est habituellement appliqué qu'à des boues ayant préalablement subi une étape de déshydratation, l'élimination de l'eau par évaporation étant plus onéreuse que son élimination mécanique (Blais et Sasseville, 1996).

2.2. Stabilisation

La stabilisation des boues d'épuration, accompagnée d'une étape de concentration, fait partie d'un processus de traitement adéquat de ces solides avant leur utilisation finale. La stabilisation des boues d'épuration est l'un des concepts les plus difficiles à définir dans le domaine du traitement des eaux usées. Il fait référence à la diminution de l'émission des odeurs nauséabondes, à l'abaissement des concentrations en microorganismes pathogènes, ainsi qu'à la réduction du potentiel putrescible (reprise de la fermentation) de ces biosolides. Ainsi, une fois le traitement adéquat appliqué aux boues d'épuration, une boue bien stabilisée ne devrait plus générer d'odeurs nauséabondes ni présenter de risques pour la santé humaine.

Il n'y a pas de critère unique et universel afin d'attester de la stabilité d'une boue d'épuration, les buts de stabilisation variant en fonction du mode de traitement des boues et de leur destination finale (Switzenbaum *et al.*, 1997). Il existe tout de même plusieurs bons indicateurs. Par exemple, lorsqu'une boue d'épuration a été stabilisée par traitement alcalin et qu'elle est destinée à la valorisation agricole, Switzenbaum mentionne l'utilité de l'analyse des

odeurs, du pH, des pathogènes et du « Vector attraction reduction », ainsi que le taux d'humidité, l'évolution de l'ammoniac et les changements de température. Si les boues sont traitées par digestion, ce même auteur fait mention des odeurs, du taux de réduction des pathogènes, de la DBO, de la DCO, des teneurs en azote et en phosphore, du pH, du taux de consommation d'oxygène et du taux de réduction des solides volatiles, pour ne nommer que ceux-là, comme critères de stabilité.

La stabilisation des MRF est d'autant plus nécessaire si les boues sont destinées à la valorisation agricole, car celles-ci seront probablement stockées au préalable et donc sujettes à l'émission d'odeurs nauséabondes. Même si les diverses techniques de stabilisation, qui peuvent être chimiques, physiques ou biologiques, possèdent les mêmes visées, celles-ci offrent des rendements variables, notamment au niveau de la réduction des agents pathogènes. De plus, en fonction des différents pays et de la législation qui y est en vigueur en termes de stabilisation, les traitements à appliquer aux biosolides varient. Afin d'améliorer le rendement de certains types de traitement comme les digestions aérobie ou anaérobie ou la déshydratation, certains traitements préliminaires de conditionnement, d'épaississement et/ou de déshydratation peuvent être appliqués.

2.2.1. Digestion aérobie

La digestion aérobie est une technique utilisée majoritairement dans les petites stations de traitement des eaux (< 10 millions de gallons US/jour) générant des boues secondaires ou mixtes, et utilise la microflore indigène des boues (majoritairement des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA)) afin de dégrader aérobiquement la matière organique qui s'y trouve. En aérant les bassins contenant les boues, l'oxydation de la matière organique entraîne sa conversion en eau, en dioxyde de carbone, en ammoniac et en nouvelles cellules bactériennes. Lorsque la matière organique en solution est épuisée, les bactéries meurent et libèrent ainsi des éléments nutritifs qui deviennent disponibles pour d'autres organismes (respiration endogène). Ce mode de traitement varie en efficacité en fonction de la température, du type et de l'âge des boues, ainsi que du temps de séjour. Les performances d'un tel type de digestion avoisinent une réduction d'une ou 2 unités logarithmiques des indicateurs bactériens (CT, CF et SF) lors d'un traitement à 20°C pendant 2 semaines (Blais, 2005). Ponugoti *et al.* (1997) ont d'ailleurs montré une réduction

moyenne de CF, de SF et de salmonelles de 0,68, 1 et 0,87 unités logarithmiques, respectivement pendant un temps de rétention hydraulique de 45-60 jours à 23°C.

La stabilisation aérobie est généralement effectuée à 20°C mais peut aussi être réalisée à haute température (stabilisation aérobie thermophile, entre 45 et 60°C). L'augmentation de température pendant le traitement aérobie entraîne une augmentation du taux de digestion des boues et le processus peut alors se dérouler sur une plus courte durée qu'à 20°C (Kelly *et al.*, 1993). De plus, une température plus élevée permet une destruction plus efficace des microorganismes pathogènes contenus dans les boues (Martin *et al.*, 1990), (Kuchenrither et Benefield, 1983).

Il est également possible de combiner un procédé de traitement aérobie thermophile avec un procédé anaérobie mésophile (Section 2.2.2) afin de créer un procédé de digestion mixte, dont il existe deux variantes mentionnées dans Desjardins et Lessard (1992). La combinaison de ces deux techniques permet de maintenir le système dans des conditions optimales sans apport exogène de chaleur et de récupérer le méthane produit anaérobiquement comme source d'énergie réutilisable à d'autres fins. De plus, comme l'aération des bassins de digestion aérobie représente des coûts énergétiques importants, il est possible de les aérer de façon intermittente et ce procédé est appelé procédé anoxie-aérobie (Desjardins et Lessard, 1992).

2.2.2. Digestion anaérobie

Le processus de digestion anaérobie constitue une méthode de traitement moins coûteuse que la digestion aérobie (qui nécessite une aération) et c'est pourquoi il est le plus utilisé en traitement des boues d'épuration depuis le début du 20^e siècle (Dohanyos et Zabranska, 2001). La teneur en matière organique dans les boues y est réduite par fermentation bactérienne en absence d'oxygène. Cette méthode comporte trois phases : la solubilisation des composés organiques complexes, leur conversion en AGV par les bactéries anaérobies et finalement, la minéralisation de ces AGV en CO₂, CH₄ et H₂S. Pendant la digestion, il y a également réduction nette de la quantité de solides et du volume total des boues, en plus de l'inactivation de plusieurs microorganismes pathogènes suite à la fermentation méthanique (Dohanyos et Zabranska, 2001). Après un temps de rétention des boues dans les digesteurs d'environ 30 jours, on obtient une réduction des matières volatiles d'environ 50% sur des boues primaires et mixtes. Les gaz

produits lors de ce traitement constituent des biogaz potentiellement récupérables en énergie et donc, ceux-ci contribuent à diminuer les coûts d'opération reliés à la digestion anaérobie. Par ailleurs, même si ces coûts sont moindres, le traitement anaérobie des boues exige un contrôle serré des sources de fluctuations, les bactéries méthanogènes étant très sensibles aux variations de température et de pH, à la présence d'oxygène même sous forme de nitrates ainsi qu'à la présence de métaux lourds à de très faibles concentrations (Dohanyos et Zabranska, 2001).

2.2.3. Compostage

Cette autre forme de traitement consiste à ajouter un coproduit à des boues fraîches et à laisser évoluer le tout pendant plusieurs semaines en conditions contrôlées jusqu'à ce que le produit final soit sans danger pour la santé et l'environnement (Krogmann, 2001). Le coproduit, en général une matière ligno-cellulosique, remplit les fonctions d'augmenter l'aération du mélange (augmente le degré de vide), d'absorber l'eau des boues et de fournir des sources d'azote et de carbone assimilables pouvant être utilisées par les bactéries fermentatives. Le compostage s'effectue en quatre étapes, soit le mélange des boues avec le coproduit, la fermentation permettant de dégrader les matières volatiles, de stabiliser et de sécher, le criblage permettant d'affiner le produit final et d'en recycler une partie qui servira de coproduit par la suite, et une étape de maturation permettant de terminer la dégradation des matières volatiles. Suite à la dégradation de la matière organique, on obtient alors par compostage une hygiénisation poussée du produit, une élimination des odeurs ainsi qu'une bonne siccité des biosolides (50 à 60%) (OTV, 1997).

2.2.4. Stabilisation chimique

Dans le domaine du traitement des eaux usées, si un des objectifs de l'assainissement concerne la réduction des coûts d'opération, la stabilisation par voie chimique constitue une option intéressante, car elle est peu coûteuse et permet de diminuer le pouvoir fermentescible des boues pendant des mois par l'addition d'une dose suffisante de réactifs chimiques. Ces procédés ne permettent pas la dégradation des matières volatiles qui sont responsables des odeurs nauséabondes mais empêchent les microorganismes de le faire en modifiant les conditions de pH ou d'oxygénation par exemple. On retrouve dans cette catégorie de traitements stabilisants le

chaulage, la stabilisation aux nitrites et plusieurs autres procédés qui utilisent des acides, de l'oxygène ou de la chaleur.

2.2.4.1. Stabilisation par chaulage

Le chaulage est un mode de traitement alcalin qui consiste à élever le pH au dessus de 12 pendant 10 jours (OTV, 1997) par addition de chaux, ce qui inhibe le métabolisme de la biomasse présente. L'USEPA (2000a) recommande quant à elle un chaulage de deux heures pour une boue de classe B. L'activité biologique étant ainsi empêchée, les matières volatiles malodorantes ne sont alors pas générées. L'addition de chaux permet également d'augmenter la siccité des boues, ce produit étant un produit sec, et contribue à enrichir les sols pauvres en calcium. Ces trois dernières caractéristiques en font le produit le plus utilisé en ce qui a trait à la stabilisation chimique alcaline en Europe et dans une partie des États-Unis (Andreason, 2001).

2.2.4.2. Stabilisation aux nitrites

Un traitement chimique acide peut également être appliqué aux biosolides, dont le procédé SAPHYR développé par la société Vivendi (Coriton, 1999). Ce procédé utilise les nitrites comme agent oxydant et l'acide sulfurique pour diminuer le pH des boues à des valeurs près de 2 ou 3. L'abaissement du pH, couplé à l'action des nitrites, occasionne l'oxydation des composés malodorants de même que la destruction des microorganismes susceptibles de dégrader la matière organique (action bactéricide). Selon l'OTV (OTV, 1997), la stabilisation aux nitrites permet de réduire les indicateurs de pathogènes dans les boues de six unités logarithmiques pendant un stockage de neuf mois, cette valeur se rapprochant d'un compost arrivé à maturité. De plus, elle constitue une alternative au chaulage lorsqu'on ne peut épandre des boues chaulées sur les sols déjà alcalins.

2.2.4.3. Autres

La fixation chimique constitue en premier lieu un traitement alcalin visant la transformation des boues en un produit solide réutilisable à des fins de remplissage de terrain ou autres. On retrouve dans cette catégorie les technologies *Chem-fix* (Reimers et Akers, 1989) et *N-Viro Soil* (Faulmann et Logan, 2001; Jacobs et Silver, 1990). Il existe également des traitements neutres

comme les procédés CCBA (*Coordinate Chemical Binding and Adsorption*) et *Wet Chlorine Oxidation* mais ceux-ci n'ont pas démontré leur efficacité (Blais, 2005). Du côté des traitements acides, les technologies sont plus nombreuses. Les procédés Synox et Ozonics utilisent par exemple l'acide sulfurique et un mélange d'ozone et d'oxygène dans une chambre pressurisée pour stabiliser chimiquement les boues (Reimers et Akers, 1990), tandis que le procédé DetoxTM emploie de l'oxygène, de l'acide et de la chaleur (Rockandel, 1991).

2.2.5. Lagunage

Le lagunage, qui peut être un mode final de disposition des boues, est aussi une forme de traitement de stabilisation utilisée par les stations d'épuration des petites municipalités et consiste à laisser stabiliser les biosolides à forte teneur en eau dans des fosses artificielles ou naturelles. Les boues stockées en lagunes sont obligatoirement des biosolides digérés afin d'éviter les risques de génération d'odeurs (OTV, 1997). Si les boues stockées en lagunes ont une autre destination finale que cette lagune, une étape de déshydratation est alors nécessaire.

2.2.6. Stabilisation physique

Des traitements physiques peuvent également être utilisés comme mode de stabilisation des boues d'épuration. L'augmentation de la siccité des boues à plus de 90% de solides (stabilisation par séchage direct ou indirect) constitue une voie permettant de stabiliser les boues, car le séchage demande une augmentation de température éliminant une partie des microorganismes, et la faible quantité d'eau libre disponible par la suite les empêche également de proliférer (Prescott *et al.*, 1995). L'OTV (OTV, 1997) fait mention d'une autre méthode thermique, l'oxydation par voie humide (OVH) qui, en chauffant les boues (250°C) en présence d'air ou d'oxygène et sous pression (40-50 bar), permettent une forte oxydation de la matière organique. Cette technique, où séjournent les boues ½h à 1h, engendre donc la transformation des boues en 25% de composés organiques comme l'acétate, les acides gras et les alcools, et en 75% d'éléments minéraux. Des boues à 50% de siccité sont obtenues sans conditionnement particulier. Il est enfin possible de stabiliser les boues en les stérilisant partiellement ou complètement par pasteurisation, irradiation ou pressurisation (Blais, 2005 ; Lee et Müller, 2001).

2.2.7. Méthodes électrochimiques

Des procédés électrochimiques de stabilisation des boues d'épuration municipales et industrielles peuvent aussi être utilisés. En effet, certains polluants peuvent être réduits ou oxydés au contact des électrodes d'un système de traitement électrochimique, comme l'électrolyse directe ou indirecte. Au cours de l'électrolyse directe, les molécules organiques sont oxydées au contact de l'anode et génèrent de l'acide carbonique, de l'ammoniac, de l'eau et plusieurs autres produits (Bureau, 2004). Cette technique, dû aux électrodes à forte surtension d'oxygène, permet d'oxyder des composés non ou difficilement oxydables par voie chimique (Pulgarin *et al.*, 1994).

L'électrolyse indirecte, quant à elle, repose sur la génération électrochimique d'un oxydant qui réagira ensuite avec les molécules organiques et les microorganismes pathogènes, tout dépendamment dans ce cas-ci de la capacité de cet oxydant à traverser la paroi bactérienne (Bureau, 2004). En effet, l'hydrophobicité de la membrane cellulaire bactérienne facilite le passage des formes moléculaires au détriment des formes ioniques.

Il existe également d'autres méthodes non industrialisées visant la décontamination, la stabilisation et/ou le conditionnement des boues d'épuration, comme l'électrodétoxication (électrolyse directe ou indirecte des produits hautement toxiques en gaz ou en composés insolubles peu ou pas toxiques) (Bureau, 2004), l'électro-flottation (création électrochimique de bulles d'oxygène ou d'hydrogène qui entraînent les particules en suspension vers la surface pour y être récoltées), l'électro-coagulation (génération électrochimique de floes d'hydroxyde permettant d'éliminer les particules colloïdales et les polluants dissout) (Chen *et al.*, 2000) ou l'électroperoxydation (génération électrochimique de peroxyde d'hydrogène permettant d'éliminer la pollution organique dissoute et bactérienne) (Drogui *et al.*, 2001).

2.2.8. Procédés de stabilisation des boues développés à l'INRS-ETE

Les recherches menées à l'INRS-ETE au cours des dernières années ont permis de développer deux procédés de stabilisation des boues. Le premier consiste en un procédé chimique (Blais *et al.*, 2001; Boudreault et Blais, 2002), alors que le second est un procédé

électrochimique (Bureau, 2004; Drogui *et al.*, 2004). Les sections suivantes décrivent ces nouvelles technologies québécoises.

2.2.8.1. Procédé Stabiox

La technologie Stabiox vise le conditionnement et la stabilisation des boues de papetières et municipales, soit des boues primaires et/ou secondaires, en s'intégrant aux installations déjà en place dans les stations de traitement. Ce procédé a en premier lieu pour but, tout en conservant les propriétés fertilisantes des boues, d'améliorer la filtrabilité des boues pour en hausser plus facilement la siccité et, en second lieu, de stabiliser ces biosolides (élimination des pathogènes et réduction des odeurs) (Blais *et al.*, 2001; Boudreault et Blais, 2002). La technologie Stabiox consiste à abaisser le pH des boues entre 4,0 et 5,5 pour ensuite les traiter avec une solution aqueuse d'un sel de fer ferrique et de peroxyde d'hydrogène, ce qui acidifie encore les boues à un pH inférieur à 5,0 et supérieur à 3,0. Les boues sont alors mélangées pendant une durée suffisante pour permettre une stabilisation adéquate et pour en améliorer la déshydratabilité. Puis, les boues sont floculées par addition d'un polymère organique, et déshydratées au moyen d'une centrifugeuse ou d'une autre méthode. Les boues ainsi traitées peuvent alors être neutralisées complètement ou partiellement par l'ajout d'un agent alcalin comme de la chaux. L'addition conjointe d'un sel de fer ferrique et de peroxyde d'hydrogène aux biosolides entraîne la formation de radicaux libres (OH^\cdot) qui stabilisent les boues (action bactéricide sur les indicateurs de contamination fécale et de pathogénicité). Les essais réalisés démontrent que cette technologie permet d'éliminer plus de 99,9% des indicateurs bactériens de pathogénicité, le tout en réduisant les odeurs et sans affecter significativement le contenu en éléments fertilisants des boues. Le procédé Stabiox est applicable sur des boues ayant une teneur en solides totaux entre 5 et 50 g/L et la période de temps requise pour un traitement de déshydratation et de stabilisation efficace se situe entre 15 et 240 min. Il est possible d'augmenter la performance du procédé en chauffant les boues traitées entre 25 et 60°C. Des essais de stabilisation par la technologie Stabiox ont été effectués sur des boues d'une station d'épuration municipale ainsi que sur des boues secondaires de papetière et les résultats obtenus montrent une augmentation de la siccité de 6,6 à 16,6 points et une élimination quasi totale des microorganismes dans le cas des boues municipales. Du côté des boues de papetières, les gains de siccité sont de l'ordre de 6,2 à 9,7 points et les résultats concernant les CF ne sont pas disponibles.

2.2.8.2. Procédé ElecStab

Plusieurs études ont été effectuées afin de développer des procédés électrochimiques visant à traiter les effluents contaminés par les différents polluants des industries. Par ailleurs, la littérature relate très peu d'efforts consacrés à l'utilisation de ces traitements dans le domaine de l'épuration des eaux usées. Une électrotechnologie, appelée Elecstab, a toutefois été développée à l'INRS-ETE. Ce procédé utilise le NaClO, généré par voie électrochimique à partir de chlorures, comme oxydant bactéricide pour éliminer les odeurs et les pathogènes dans les boues (Bureau, 2004; Drogui *et al.*, 2004). Ce procédé permet également d'améliorer la filtrabilité des boues (hausse de la siccité). Le chlore utilisé dans ce procédé est un fort oxydant qui attaque la paroi cellulaire des bactéries ainsi que la capsid et les acides nucléiques des virus. Par ailleurs, certaines formes enkystées de protozoaires, retrouvées par exemple chez *Giardia lamblia* sont résistantes à l'action du chlore (Prescott *et al.*, 1995). Le chlore sous forme d'acide hypochloreux a également le potentiel d'oxyder les molécules organiques responsables de la génération des odeurs dans les biosolides.

Les essais de développement de ce procédé électrochimique de stabilisation des boues ont été effectués sur des biosolides issus de la station municipale de traitement des eaux usées de Haute-Bécancour (boues biologiques) et sur d'autres provenant d'une papetière de Donnacona. La cellule électrolytique possède une capacité de 12 L où une solution chlorée (eau du robinet dans ce cas-ci) y est retenue de 20 à 80 min afin de produire du chlore actif qui réagira ensuite avec les biosolides à traiter. Des essais de 30 à 60 min à des intensités de 5 à 10A avec des filtrats de boue et avec des biosolides tels quels ont été effectués. Les résultats sur les boues municipales ont montré un temps optimal de 20 min à des intensités égales ou inférieures à 10A pour produire l'agent oxydant dans la cellule électrochimique, et une efficacité bactéricide permettant de diminuer de cinq unités logarithmiques la population de microorganismes. De plus, un gain de 9,5 points de siccité a été obtenu pour les biosolides traités électrochimiquement par rapport à des biosolides non traités, et les éléments nutritifs qui y sont contenus ne diminuent pas de façon significative par rapport aux boues non traitées. Des résultats semblables ont été obtenus en ce qui a trait aux boues de papetière, mis à part un gain de siccité moindre, soit 5,5 points.

2.3. Décontamination

Suivant les avancées en matière d'industrialisation, les eaux usées rejetées par les municipalités ou les industries, de même que les biosolides qui y sont associés, sont de plus en plus contaminés par toutes sortes de rejets, incluant les métaux lourds. Il est possible de réduire les concentrations en métaux à la source, avec des risques de résultats incertains, ou encore de les enlever lors du traitement des eaux usées ou des boues d'épuration. En général, ces métaux se retrouvent sous une forme peu soluble dans les boues, sauf lorsque le pH devient inférieur à 6,5. Plusieurs techniques ont été étudiées afin de solubiliser les métaux (lixiviation), comme l'utilisation d'acides organiques, la chloration ou l'utilisation d'agents chélateurs, pour ne mentionner que celles-là. Afin de rendre les boues d'épuration réutilisables en agriculture par exemple (pour éviter la phytotoxicité ou la contamination des eaux de ruissellement et des cours d'eau), ces métaux doivent être solubilisés puis, extraits.

2.3.1. Biolixiviation

L'extraction des métaux peut être effectuée à l'aide d'un procédé biologique tel que la biolixiviation. Celle-ci consiste à utiliser la microflore indigène des biosolides afin de générer un acide qui abaissera le pH et contribuera ainsi à la solubilisation des métaux. Cette technique est également utilisée en hydrométallurgie afin d'extraire certains métaux précieux.

Certaines bactéries spécialisées, notamment les thiobacilles (*T. ferrooxidans* et *T. thiooxidans*), peuvent oxyder les sulfures métalliques en milieu aéré et à pH inférieur à 5 (Benmoussa, 1997). Lors d'une réaction directe de biolixiviation, les thiobacilles catalysent l'oxydation du soufre élémentaire ou des sulfures métalliques en sulfates métalliques solubles avec génération d'acide sulfurique, ce qui entraîne la solubilisation des métaux. Le procédé indirect de biolixiviation repose quant à lui sur l'action du fer ferrique (Fe^{3+}). Celui-ci, produit par l'oxydation bactérienne du fer ferreux (Fe^{2+}), devient un puissant oxydant en milieu acide et peut contribuer à la solubilisation des métaux. Le Fe^{3+} oxyde les sulfures de métaux pour générer du soufre élémentaire qui lui est aussitôt oxydé en H_2SO_4 pour boucler le cycle (Beauchesne, 2003; Meunier, 2003).

2.3.2. Lixiviation chimique

La lixiviation biologique étant plus exigeante au niveau du contrôle des paramètres d'opération (utilisation de bactéries), l'emploi de substances chimiques pour abaisser le pH des boues et ainsi solubiliser les métaux est avantageux. Cette forme de lixiviation s'effectue avec l'aide d'acides forts organiques ou inorganiques, plus fréquemment l'acide sulfurique qui est moins coûteux, qui sont ajoutés aux boues. La lixiviation chimique permet aussi la réduction de la charge microbienne des biosolides.

Des agents chélateurs comme l'EDTA peuvent également être utilisés afin de solubiliser les métaux lourds, car ceux-ci se lient fortement aux ions positifs bivalents ou trivalents, engendrant ainsi la formation de complexes métalliques stables ayant une bonne solubilité (Meunier, 2003). Ce même auteur mentionne également la possibilité d'utiliser des agents oxydants tel le NaClO afin d'extraire le chrome, ou encore de les utiliser en complémentarité avec les acides inorganiques pour hausser la solubilisation de divers métaux.

2.3.3. Procédés de décontamination développés à l'INRS-ETE

Les travaux de recherche et de développement conduits à l'INRS-ETE au cours des dernières années ont permis de développer diverses filières de décontamination des boues d'épuration. Ainsi, trois variantes biologiques ont été développées, soient les procédés Metix-BS (Blais *et al.*, 2004), Metix-BF (Blais *et al.*, 2004 ; Couillard *et al.*, 1993) et Metix-BC (Blais *et al.*, 2004); (Drogué *et al.*, 2005). Un procédé chimique appelé Metix-AC a également été mis au point (Beauchesne, 2003; Blais *et al.*, 2000 ; Blais *et al.*, 2004 ; Mercier *et al.*, 2002), de même qu'un procédé de décontamination par voie électrochimique (Beauchesne, 2003), tout récemment. Les sections suivantes décrivent succinctement ces procédés et les données sur l'impact économique et social de ceux-ci sont disponibles dans Blais *et al.* (2005), Mercier *et al.* (2002) et dans Blais *et al.* (2006).

2.3.3.1. Procédés Metix-BS

Cette technique, aussi appelée SSDML en anglais (*Simultaneous Sludge Digestion and Metal Leaching*), utilise les thiobacilles (acidophiles ou peu acidophiles) présents naturellement dans

les boues pour générer de l'acide sulfurique en oxydant du soufre élémentaire ajouté aux boues. Cette production d'acide occasionne une baisse du pH des boues en deçà de 2,5 dans une période de 8 à 12 jours. Ce bas pH entraîne non seulement la solubilisation des métaux qui seront ensuite récupérés, mais également la stabilisation des biosolides par réduction de la teneur en matières volatiles et par élimination des germes pathogènes (Blais *et al.*, 1993 ; Blais *et al.*, 2001 ; Blais, *et al.* 2004).

2.3.3.2. Procédés Metix-BC et Metix-BF

Le procédé Metix-BC fait quant à lui appel à l'utilisation de sulfate ferreux pour solubiliser les métaux. Cette technique s'effectue en profitant de la présence dans les boues de la bactérie *Acidithiobacillus ferrooxidans* qui, en bioréacteur, oxyde le sulfate ferreux ajouté en sulfate ferrique. Ce dernier agit comme agent oxydant et la solution produite est alors ajoutée aux boues pour ainsi permettre la mise en solution des métaux (Blais *et al.*, 1993). Un ajout d'acide sulfurique est toutefois requis pour abaisser le pH des boues autour de 2,0 à 3,0. Dans ce mode de traitement également, les microorganismes indicateurs de pathogènes sont éliminés (Couillard *et al.*, 1993). Il est aussi possible de produire l'agent oxydant directement dans les boues et non en bioréacteur comme dans le cas du procédé Metix-BC. En effet, dans le procédé Metix-BF, l'ion ferreux est oxydé en ion ferrique directement dans les boues par la flore bactérienne indigène et engendre la solubilisation des métaux. Les mêmes conditions de pH que dans le procédé Metix-BC doivent prévaloir.

2.3.3.3. Procédés Metix-AC

En ce qui a trait au procédé Metix-AC (Blais *et al.*, 2004) celui-ci utilise un acide organique, plus fréquemment l'acide sulfurique dû à son coût moindre, et des agents oxydants (sel de fer ferrique et peroxyde d'hydrogène) afin de solubiliser les métaux toxiques. Cette technique, en plus de l'enlèvement des métaux, présente de nombreux avantages, dont la diminution des odeurs et l'élimination des pathogènes (stabilisation efficace), le maintien de la qualité agronomique des biosolides et un court temps de traitement (1 à 6 h) (Beauchesne, 2003). La combinaison de l'agent oxydant avec les conditions acides du milieu permet de minimiser la solubilisation des éléments nutritifs des boues et accélère celle des métaux toxiques. À la suite du traitement des biosolides par le procédé Metix-AC, on constate effectivement peu d'effets sur la

solubilisation des éléments nutritifs, car la DCO et les teneurs en phosphore, potassium, magnésium et sodium n'ont pas montré de variations significatives (Beauchesne, 2003). Des pertes en calcium sont cependant notées, mais ces dernières peuvent être facilement compensées par l'addition de chaux aux biosolides traités. Le procédé Metix-AC a été testé à l'échelle pilote sur les boues physico-chimiques de la CUM et les résultats obtenus ont démontré l'applicabilité de ce procédé (Blais *et al.*, 2000).

3. Stockage des biosolides et objectifs de recherche

3.1. Utilité du stockage

Les stations d'épuration des eaux usées urbaines et industrielles produisent des boues sur une base régulière tout au long de l'année. Dans la plupart des cas, ces biosolides sont déshydratés, empilés et stockés pendant une certaine période dépendamment de la saison (hiver, été, printemps et automne) avant toute disposition finale (épandage, enfouissement ou incinération). Par exemple, l'épandage agricole des boues d'épuration exige d'être effectué à des périodes bien précises de l'année, les sites pouvant être inaccessibles en hiver. De plus, certaines contraintes reliées à l'équipement ou à la composition des sols peuvent influencer l'épandage (Matthews, 2001), de même que le climat ou les types de cultures (OTV, 1997). L'entreposage temporaire des boues d'épuration sert donc d'alternative entre deux étapes de gestion de ces MRF. Le stockage de ces boues peut par contre causer quelques problèmes. En effet, même si, à la sortie de la station de traitement, les boues sont décontaminées et qu'elles rencontrent la législation relative à leur destination finale, une période de stockage plus ou moins longue est susceptible d'entraîner des changements au niveau des caractéristiques physico-chimiques, comme par exemple la perte de phosphore (Vanden Bossche *et al.*, 2000), et biologiques (reprise de l'activité microbienne) de ces boues. De plus, ces fluctuations ne seront pas réévaluées avant l'épandage en champ. Par ailleurs, certains auteurs mentionnent que le stockage peut permettre de diminuer la quantité de salmonelles dans les boues (Jepsen *et al.*, 1997; Surampalli *et al.*, 1991; Weemaes et Verstraete, 2001) et c'est pourquoi il est possible d'utiliser une période de stockage afin de stabiliser les boues.

3.2. Paramètres de stockage

Lorsque les biosolides sont destinés à la valorisation agricole et qu'ils doivent être stockés à plus ou moins long terme sur le site d'épandage ou à l'usine de traitement, c'est en fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques que ce processus s'effectue. Selon un Guide publié par l'USEPA (2000b), les sites d'entreposage des boues doivent être sélectionnés tout d'abord en fonction du climat (précipitations, vitesse et sens du vent et température). En effet, les précipitations et les températures chaudes favorisent la reprise de l'activité microbienne et donc, des odeurs nauséabondes qui sont une nuisance pour les habitants aux abords des sites

de stockage. On doit également tenir compte du vent si les boues sont solides ou sèches, car elles sont potentiellement pulvérulentes. En second lieu, la topographie et la géologie du sol doivent être considérées afin de ne pas stocker sur des sols humides (forte irrigation entraînant la pollution des cours d'eau et des nappes phréatiques) ou des terres inondables. Il faut également prévoir un stockage à une assez grande distance des cours d'eau et des tuyaux domestiques afin de minimiser les risques de pollution de l'eau qui pourraient entraîner des problèmes de santé chez le consommateur. En dernier lieu, les biosolides doivent être suffisamment stables et de bonne qualité pour ne pas générer d'odeurs nauséabondes nuisibles, ou si ce n'est pas le cas, des mesures de prévention et de gestion des odeurs doivent être mises en place.

Comme il a été mentionné précédemment, les biosolides destinés à la valorisation agricole doivent être caractérisés afin de déterminer le type d'entreposage le plus approprié pour rencontrer les normes gouvernementales (section 1.2.2). L'OTV (OTV, 1997) a publié les recommandations suivantes en ce qui a trait au type de stockage par rapport à la nature physique des biosolides :

- Boues liquides : en silo ou en lagune ;
- Boues pâteuses : sur plateforme, dans des silos-couloir ou en fosse ;
- Boues sèches et solides : en tas (couvrir si pulvérulentes).

Cette monographie indique aussi que les boues pâteuses, solides ou sèches doivent être stockées sur des « *aires aménagées afin d'éviter le ruissellement* » (OTV, 1997).

Le stockage expérimental, ou sous conditions contrôlées, afin de vérifier les changements se produisant pendant une période d'entreposage a été peu étudié et c'est pourquoi les paramètres de stockage en laboratoire demeurent obscurs. Par ailleurs, des essais d'entreposage en champ à grande échelle ont été réalisés afin de suivre les fluctuations se produisant dans les biosolides et les résultats de quelques études sont exposés dans la section suivante.

3.3. Essais antérieurs de stockage des biosolides

Peu d'études ont été effectuées afin de déterminer les paramètres optimaux concernant le stockage expérimental de volumes restreints de biosolides. C'est à travers les essais de stockage à grande échelle en champ ou en laboratoire en vue de la valorisation agricole des biosolides qu'il a été possible de recenser les diverses techniques utilisées, ainsi que d'étudier le devenir des caractéristiques physico-chimiques (P, N, C, métaux, etc.) et biologiques (coliformes, salmonelles, etc.) de boues ou de d'autres MRF comme le lisier.

Un rapport de recherche publié par la firme Aquatech en 1990 (Harvey et Leclerc, 1990) fait état d'essais de stockage de 250 jours de boues liquides et déshydratées (boues aérobies et anaérobies) en vue de caractériser les effets physiques, chimiques et biologiques de ce traitement. Des volumes d'environ 45 gallons (170 L) ont été utilisés et stockés à température ambiante variable mais maintenue au-dessus de 4°C (en triplicata) afin d'avoir le volume nécessaire à l'échantillonnage et aux essais ultérieurs de fertilisation en pots. En plus des analyses de métaux (Al, B, Ca, Co, Fe, Mn, Mo, Pb, Ar, Cd, Cl, Cu, Mg, Hg, K, Se et Zn) et de BPC faites au début, au milieu et à la fin de la période de stockage, les éléments fertilisants les plus susceptibles de subir une transformation physique ou biologique pendant le stockage, soit l'azote (NTK, NH₄, NO₂, NO₃), le carbone et le phosphore (P_{tot} et PO₄), ont été suivis mensuellement. Les teneurs en matières sèches et volatiles, de même que les potentiels d'oxydoréduction (POR) ont également été analysés. L'échantillonnage a été réalisé en recueillant trois carottes en triangle isocèle dans les boues (dans toute l'épaisseur) pour ensuite former un seul échantillon homogène qui lui sera analysé. Les résultats de cette expérimentation ont montré de grandes variations dans les résultats des analyses concernant les éléments fertilisants et ceci leur semblait dû à la difficulté de recueillir des échantillons homogènes pour des fins d'analyses. Du côté des tests microbiologiques, les résultats montrent une forte activité bactérienne anaérobie, qui coïncide avec des températures supérieures à 20°C. Malgré cette activité, il n'y a pas eu de minéralisation significative de la masse de boue (MVT/MST), mis à part l'azote organique qui s'est en partie transformé en azote ammoniacal. Enfin, les teneurs en métaux lourds sont demeurées inchangées pendant l'entreposage, soit bien en dessous des valeurs maximales admissibles.

Une autre étude effectuée par Baron *et al.* (1989) fait aussi état du stockage à température ambiante de boues activées de la station d'épuration de Granville en France. Ces boues ont été stockées en été pendant 119 jours et en hiver pendant 112 jours. Des analyses de matières sèches et volatiles, de pH, de phosphore (total et orthophosphates) et d'azote (Kjeldahl et ammoniacal) ont été réalisées, de même que des analyses bactériologiques (coliformes, streptocoques fécaux, salmonelles et sporulés sulfato-réducteurs), virologiques et parasitologiques (helminthes et protozoaires). La température des boues a également été suivie et il a été noté que celle-ci diminue, autant en hiver qu'en été. Les résultats montrent également que le pH augmente en été et diminue en hiver, et que les matières sèches et volatiles diminuent de 20% en été et de 25% en hiver. Du côté des éléments nutritifs, les expérimentateurs ont remarqué une baisse de la quantité totale d'azote (moins marquée en hiver) due à la transformation de celui-ci en ammoniac plus sujet à l'évaporation, de même qu'une teneur stable en phosphore. Le degré de contamination microbienne ayant également été analysé, il a été démontré que la contamination par les coliformes et les salmonelles (agents indicateurs) est réduite par un stockage, même si cette inactivation est moins favorisée par les conditions hivernales.

Des essais d'entreposage de boues dérivées d'une industrie pétrochimique et d'une raffinerie de pétrole ont également été réalisés par Morelli *et al.* (1999). Pour tenter de recréer les conditions de stockage en champ, les deux types de boues ont été entreposés pendant six mois dans des bidons en polyéthylène de 5 L et exposés aux conditions climatiques (température moyenne quotidienne de 10 à 25°C). Le pH, le contenu en eau et en matière organique extractible ainsi que la teneur en contaminants organiques des boues ont été suivis. De plus, l'énumération des bactéries et des mycètes présents a été réalisée. Leurs résultats font état d'une augmentation du pH dans les deux types de boues et d'une augmentation des BHA dans les boues pétrochimiques.

Butler *et al.* (2001) ont quant à eux effectué des recherches pour connaître l'effet d'un stockage à 4°C sur des échantillons de compost (âge et maturité). Ces échantillons, récoltés à deux semaines d'intervalle à cinq endroits différents dans les piles de compost, ont été mélangés puis stockés dans des sacs en plastique d'une capacité de 6,5 L pendant 11 semaines. Leurs résultats montrent que les échantillons de compost continuent leur maturation pendant le stockage, ce qui peut fausser les résultats d'analyses.

Les effets du climat et de la durée de stockage de boues sous un climat danois ont été évalués par Jepsen *et al.* (1997). Ces derniers ont stocké, en été (20-30°C) et en hiver (0-10°C), des volumes de 5 m³ de plusieurs types de boues traitées dans des conteneurs afin d'évaluer l'évolution des salmonelles et des streptocoques fécaux. Les échantillons ont été collectés deux fois par jour sur une période de six mois. Leurs résultats pendant le stockage estival montrent une diminution des SF d'un facteur de 100 en deux mois et une diminution des salmonelles en deçà de la limite de détection en un mois. En hiver par ailleurs, les SF étaient réduits de moins de dix fois après deux mois et en six mois, la quantité de salmonelles demeurait toujours au-dessus de la limite de détection. Dans le même ordre d'idées, (Ahmed et Sorensen, 1995) ont analysé la cinétique de la destruction des pathogènes pendant le stockage de boues digérées et déshydratées. Des jarres d'un demi gallon (2 L) ont été utilisées afin d'entreposer les boues en laboratoire sous des températures variables. Leurs résultats font état d'une diminution des microorganismes indicateurs choisis pendant le stockage à toutes les températures, mais la rapidité de destruction est accrue par une augmentation de température.

Gibbs *et al.* (1997) ont aussi étudié l'évolution des salmonelles et des indicateurs de contamination fécale lors du stockage en automne ou en été de boues anaérobies déshydratées. Ces dernières (volume de 40 m³ en piles de 1 m de haut) ont été stockées pendant 24 ou 60 semaines. Des échantillons en quintuplicata ont été récoltés à deux profondeurs et 100 g de chacun a été mélangé de façon à former un échantillon composite. Les coliformes et SF, les salmonelles, le pH et les solides totaux et volatils ont été mesurés sur cet échantillon. En automne, les CF sont indétectables après 34 semaines de stockage et les salmonelles, après 16 semaines. Par ailleurs, suivant la période où ils sont demeurés indétectables, les SF, CF et salmonelles ont augmenté à des teneurs plus élevées qu'au début de l'expérimentation. Ce même phénomène s'est produit lors du stockage en hiver pour les CF et les salmonelles. Les auteurs ont émis l'hypothèse voulant que la recrudescence des microorganismes soit corrélée avec une période pluvieuse survenue après une période très sèche.

Le lisier de bovin peut également être soumis à une période variable de stockage avant l'épandage agricole. Sorensen (1998) a évalué l'impact de la durée et de la température de stockage sur la minéralisation du carbone et de l'azote. L'auteur mentionne qu'après quatre semaines de stockage de 400 g de boues dans des bouteilles en verre à 15°C, le NH₄⁺ excédait le

contenu original des urines et la proportion de carbone dans les AGV atteignait 10%. Et après vingt semaines de stockage, 13-14% du carbone était perdu.

La littérature relate également des essais de stockage de MRF visant à connaître les paramètres optimaux de préservation d'échantillons en vue d'analyses ultérieures. Même si l'objectif de ces études n'est pas l'évaluation des conditions de stockage en vue de l'épandage agricole, il est tout de même possible d'en déduire diverses techniques d'entreposage. Castro *et al.* (2002) ont évalué certaines techniques de stockage afin d'améliorer la préservation des boues anaérobies. En évaluant l'activité méthanogène spécifique pour l'acétate et le glucose après deux et cinq mois d'entreposage sous des conditions variables (température de la pièce, réfrigération, congélation, congélation-séchage) dans des petits contenants de plastique, les auteurs ont pu démontrer que la réfrigération constitue la meilleure technique de stockage pour les deux périodes testées. Van Kessel *et al.* (1999) ont quant à eux évalué l'impact des méthodes de stockage d'échantillons de lisier frais ou âgé sur la minéralisation du carbone et de l'azote. Ces échantillons ont été stockés dans conteneurs en plastique de 2 L et soumis au stockage sous diverses températures pendant des périodes variables. Leurs résultats ont permis de conclure que la réfrigération ou la congélation sur une période inférieure à 35 jours n'ont pas d'impact sur les caractéristiques de minéralisation du lisier. Les échantillons de sols peuvent également être stockés en prévision d'analyses ultérieures et Brohon *et al.* (1999) ont étudié l'influence de la durée et de la température de la période de stockage sur trois types d'activité microbienne (Int-réductase, phosphatase et respiration) dans trois types de sols. Des masses de 25 kg ont été entreposés dans une pièce ventilée dans des sacs de PVC ouverts à une température de 4 ou 37°C. Cette dernière température cause le plus de modifications au métabolisme microbien et les auteurs recommandent donc un stockage à 4°C.

3.4. Objectifs de recherche

Dans le but d'étudier l'ensemble des paramètres visant l'utilisation agricole sécuritaire et sans danger pour la santé des biosolides traités par les procédés de décontamination (Metix-AC) et de stabilisation (Stabiox) développés à l'INRS-ETE, il est nécessaire d'analyser les changements susceptibles de se produire lors d'une période de stockage des boues avant leur épandage. Ces deux procédés ayant été nouvellement mis au point, il n'y a aucune étude concernant l'entreposage de boues traitées par ces procédés. Comme il a été mentionné précédemment, les biosolides ne peuvent pas être épandus tout au long de l'année et doivent être stockés pendant une période pouvant parfois excéder six mois.

Ce projet vise donc à :

- Analyser les caractéristiques physico-chimiques des boues traitées (DCO, solides totaux et volatils, pH, odeurs, éléments fertilisants, métaux lourds) après une période de stockage déterminée sous diverses conditions.
- Analyser les caractéristiques biologiques des boues traitées (taux de consommation d'oxygène, coliformes, salmonelles, SF et BHA) après une période de stockage déterminée sous diverses conditions.
- Analyser les eaux de percolation associées aux boues traitées (pH, éléments fertilisants, carbone organique, métaux), après une période de stockage déterminée sous diverses conditions.

Les boues ont donc été entreposées soit :

- À l'intérieur à 21°C ;
- À l'intérieur subissant des variations mensuelles de températures froides (10°C, 4°C, -15°C, 4°C, 10°C) pour simuler un stockage hivernal, ou ;
- À l'extérieur de mai à octobre (5 mois) non soumis aux précipitations.

4. Méthodologie

4.1. Échantillonnage des boues et description de la station d'épuration

Les essais de stockage des boues ont été réalisés sur des boues mixtes non-traitées de la station municipale d'épuration des eaux usées de la base militaire de Valcartier (Québec, Canada). Cette base compte en moyenne 6 000 personnes tout au long de l'année mais cette population peut passer de 3 000 habitants en hiver à 10 000 personnes au cours de l'été. Ce changement dans la population entraîne donc d'importantes variations au niveau du débit d'eaux usées entrant à la station d'épuration. L'ensemble des estimations des paramètres de la station mentionnés ci-après se base donc sur une moyenne de 6 000 habitants. La station traite en moyenne de 1 800 à 2 000 m³ d'eaux usées par jour et ce débit est supérieur de 200 à 500 m³ par jour en été (mi-mai à mi-août). Elle génère ainsi de 70 à 140 tonnes sèches par année de boues mixtes ayant une siccité variant entre 2,5 et 3,0% (p/v). Le personnel de la station estime que le ratio primaire/secondaire de ces boues mixtes est de 1:1. Les eaux usées subissent un traitement primaire, puis un traitement secondaire de type boues activées, dont les conditions se modifient selon la saison. En hiver, les boues séjournent (âge des boues) de 20 à 25 jours à 6°C, tandis que le temps de séjour des boues est de 12 à 16 jours en été et ce, à une température de 16 à 17°C. Il est à noter que le traitement secondaire des boues à la station d'épuration de Valcartier vise la dénitrification et l'enlèvement de l'azote ammoniacal de ces dernières. Enfin, les eaux usées entrant à la station ont un pH supérieur à 7 et à la sortie, l'effluent possède un pH inférieur à 6. En plus de la proximité de la base militaire de Valcartier avec les locaux de l'expérimentation, les boues de Valcartier ont été utilisées parce que la station effectue un traitement anaérobie des boues d'épuration. Il était prévu d'utiliser ces boues traitées anaérobiquement mais un problème technique est survenu et cette option a dû être abandonnée.

Les boues récoltées à la station ont été placées dans des contenants hermétiques en polyéthylène d'une capacité d'environ 200L pour le transport et ont été conservées à température ambiante pendant une période maximale d'une journée avant leur traitement et/ou leur déshydratation par centrifugation à l'usine pilote de l'INRS-ETE. Cette étape était nécessaire vu l'absence d'installations d'une taille permettant l'entreposage des boues à 4°C de barils de 200L.

4.2. Traitement des boues

Un volume de 400 L de boues mixtes non traitées a d'abord été flocculé avec du polymère LPM 9511 (Compagnie Ciba, Trois-Rivières, Québec, Canada) concentré à 1 g/L dans un ratio de 6 kg/tbs environ, pour ensuite être déshydraté mécaniquement par centrifugation entre 4 500 et 4 800 RPM (3 150 à 3 360 x g). La déshydratation des boues a été effectuée avec une centrifugeuse industrielle *Pieralisi* (modèle *BABY 1*) d'une capacité de 1 m³ fournie par la compagnie *Vanderbeken Enterprises Ltd.* (White Rock, CB, Canada) représentée à la Figure 1. La moitié des boues obtenues a été placée dans les contenants afin de constituer la boue contrôle (CO), et l'autre moitié a subi un traitement par chaulage (boue CH). Une quantité de 20 kg de boues déshydratées a donc été mélangée à 450 g de chaux vive (CaO), soit un ajout de 15% de chaux sur une base sèche en considérant une concentration en solides totaux de 150 g/L des boues déshydratées:

$$(20 \text{ kg de boues humides} \times 15\% \text{ de solides totaux}) \times 15\% \text{ de CaO} = 450 \text{ g}$$

Ce dernier traitement a permis de hausser le pH des boues déshydratées et de le maintenir au-dessus de 12 tout en conservant une température au-delà de 60°C pendant deux heures.



Figure 1 Centrifugeuse industrielle *Pieralisi* (BABY 1) utilisée pour la déshydratation des boues d'épuration

Un volume de 200 L de boues mixtes non traitées a par la suite été stabilisé par voie aérobie pendant 12 jours entre 25 et 30°C dans un réacteur partiellement couvert. L'oxygène a été injecté avec l'aide de deux pompes à air *Optima* (modèle #A-807, Compagnie Hagen Inc., Montréal, QC, Canada) de type aquarium et de deux pierres à air *Elite* (modèle #A-972, Compagnie Hagen Inc., Montréal, QC, Canada). L'oxygène dissout y a été maintenu entre 0,8 et 3,5 mg/L tout au long de la digestion. Les boues aérobies (AE) ont ensuite été flocculées avec 70 L de polymère LPM 9511 à 1 g/L, puis déshydratées mécaniquement par centrifugation entre 4 500 et 4 800 RPM.

Le procédé Metix-AC a ensuite été appliqué pendant 18 h à 800 L de boues mixtes non digérées placées dans un réacteur illustré à la Figure 2. Les boues ont ainsi été traitées avec une solution acide et un agent oxydant de façon à maintenir le POR au-dessus de 400 mV. Ce traitement engendre la solubilisation des métaux qui seront récupérés dans la phase liquide après centrifugation. Les boues traitées ont ensuite été flocculées d'abord avec 136 L de polymère Percol 342 (Compagnie Ciba, Trois-Rivières, Québec, Canada) à 2 g/L (dosage de 10 kg/tbs) auquel a été ajouté préalablement une solution de X-13 à 6 mg/L, puis avec un rajout de 40 L de polymère Percol 342 à 1 g/L le lendemain matin, puis déshydratées par centrifugation à une

vitesse de rotation variant entre 4 500 et 4 800 RPM (3 150 à 3 360 x g). Les boues ainsi obtenues ont été divisées en trois : une partie constituant la boue Metix-2 (M2), une partie dans laquelle 40 g de chaux inerte ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) a été ajoutée pour ajuster le pH à 4 et constituant la boue Metix-4 (M4) et, enfin, une troisième partie dans laquelle a été ajouté 171 g de chaux inerte afin d'ajuster le pH à 7, représentant ainsi la boue Metix-7 (M7). Les quantités de chaux inerte ajoutées aux boues M4 et M7 correspondent à environ 2,5% et 10,7% de la masse sèche de ces boues, respectivement, en considérant une teneur en solides de 80 g/L. Dans ce cas-ci, de la chaux inerte a été ajoutée afin de ne pas élever la température comme cela se produit lors d'un ajout de chaux vive, et également de le but unique d'ajuster le pH et non de traiter davantage les boues. C'est donc pour cette raison que la teneur en chaux inerte diffère entre les boues M4 et M7.



Figure 2 Bassin de réaction de l'usine pilote où ont été appliqués les traitements Metix-AC et Stabiox sur les boues d'épuration de Valcartier

Un volume de 600 L de boues mixtes non digérées a par la suite subi un traitement par le procédé Stabiox, qui consiste à acidifier les boues entre 3,0 et 5,5 puis à les traiter avec une solution aqueuse de peroxyde d'hydrogène et d'un sel de fer ferrique. Un polymère organique Percol 757 (Compagnie Ciba, Trois-Rivières, Québec, Canada) à une concentration de 4 kg/tbs a été ajouté aux boues traitées afin de les flocculer et celles-ci ont ensuite été déshydratées par centrifugation entre 4 500 et 4 800 RPM (3 150 à 3 360 x g). Une partie des boues traitées a été placée dans des contenants pour constituer la boue Stabiox-4 (S4), et l'autre partie a été ajustée à pH 7 avec 157 g de chaux inerte afin de générer la boue Stabiox-7 (S7). Cet ajout correspond environ à 5% de chaux sur la masse sèche des boues S7 en considérant une teneur en solides de 150 g/L.

4.3. Stockage des boues

Le stockage des boues a été réalisé sous trois conditions : 1) à l'intérieur à température stable ($21 \pm 2^\circ\text{C}$) dans des récipients fermés (**IS**); 2) à l'intérieur avec variations mensuelles de température (10°C , 4°C , -15°C , 4°C , et 10°C) dans des récipients fermés (**IV**) et; 3) à l'extérieur dans des récipients fermés et protégés des précipitations (23 mai 2005 au 26 octobre 2005) (**EV**). La Figure 3 illustre les installations d'entreposage.

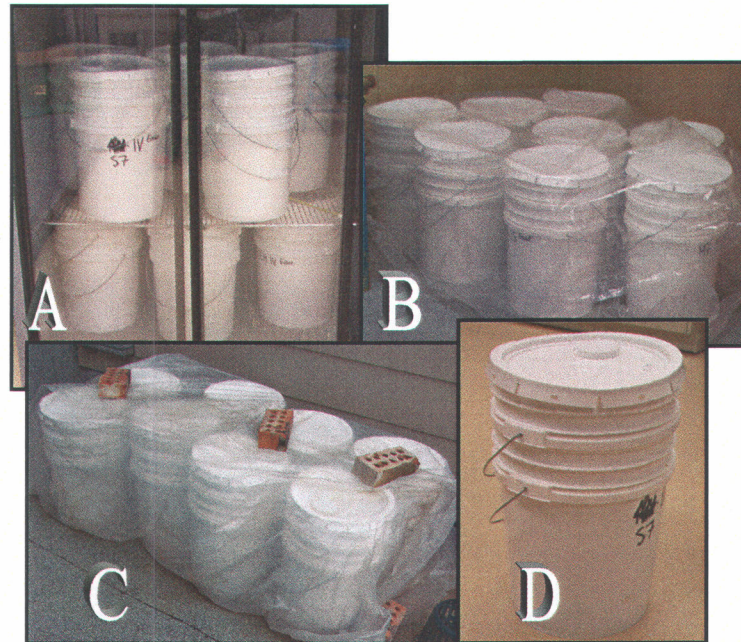


Figure 3 Illustration des installations de stockage des boues d'épuration déshydratées : a) Stockage IV à 10°C ; b) Stockage IS ; c) Stockage EV ; d) Contenants de stockage et de récupération des eaux de percolation

L'entreposage des divers types de boues sous différentes conditions (IS, IV et EV) a été débuté à des intervalles de deux jours afin d'alléger les périodes de prises d'échantillons et d'analyse. Les contrôles expérimentaux correspondent aux boues non traitées (CO) stockées sous les mêmes conditions.

L'effet du pH des biosolides décontaminés par le procédé Metix-AC sur la stabilité à long terme des boues municipales a également été testé, soit aux pH 2, 4 et 7. Cet effet est aussi étudié dans les boues traitées par le procédé Stabiox, soit aux pH 4 et 7. Le Tableau 8 suivant illustre les types de boues entreposées sous diverses conditions de stockage ainsi que l'abréviation qui a permis leur identification.

Tableau 8 Conditions de stockage expérimental des boues et abréviations associées

Boues	Traitement	Modes de stockage des boues		
		IS	IV	EV
Valcartier	Aucun (Contrôle)	CO-IS	CO-IV	CO-EV
	Chaulage	CH-IS	CH-IV	CH-EV
	Digestion aérobie	AE-IS	AE-IV	AE-EV
	Metix-AC pH 2	M2-IS	M2-IV	M2-EV
	Metix-AC pH 4	M4-IS	M4-IV	M4-EV
	Metix-AC pH 7	M7-IS	M7-IV	M7-EV
	Stabiox pH 4	S4-IS	S4-IV	S4-EV
	Stabiox pH 7	S7-IS	S7-IV	S7-EV

4.4. Paramètres suivis lors du stockage

Chaque échantillon de boue à analyser a été récolté à l'aide d'un carottier enfoncé jusqu'au fond de la chaudière de stockage et ces carottes ont ensuite été mélangées pour former un seul échantillon. Un échantillonnage permettait de récolter quatre ou cinq échantillons composites homogénéisés de la même façon. Les eaux de percolation ont aussi été recueillies à partir de la quatrième semaine de stockage. Toutefois, en l'absence de percolation dans les boues M2-IS et M4-IS à la 20^e semaine, aucun échantillon n'a pu être récolté et il n'y a donc pas de valeur associée. Les paramètres analysés sont présentés au Tableau 9, ainsi que le nombre de répliques effectuées à chaque analyse et la fréquence de celles-ci. Les analyses physico-chimiques et microbiologiques ont été effectuées selon les protocoles décrits dans les sections suivantes, la plupart étant tirés des directives de l'APHA (1999).

Tableau 9 Paramètres physico-chimiques et biologiques à analyser dans les biosolides, fractions analysées, nombre de répliques et fréquence d'analyse

Paramètres	Fractions analysées	Fréquence	Réplicats
Température interne des boues	B (boues) ^a	Mois ^b	1
Température ambiante		Mois	1
Masse humide	B	Mois	1
Volume d'eau	E (eaux) ^c	Mois	1
Taux de consommation d'O ₂ (TCO)	B	Mois	3
pH	B + E ^d	Mois	3
Solides totaux (ST)	B	Mois	3
Solides volatils (SV)	B	Mois	3
Demande chimique en oxygène (DCO)	B	D (début)-F (fin) ^e	3
Odeurs	B	D-8-F ^f	1
Coliformes fécaux (CF)	B	Mois	3
Streptocoques fécaux (SF)	B	D-F	3
Bactéries Hétérotrophes Aérobie (BHA)	B	Mois	3
Salmonelles	B	D-F	3
Azote (NTK)	B	D-F	3
Azote ammoniacal (N-NH ₄)	B + E	Mois	3
Nitrites-Nitrates (N-NO ₂ /NO ₃)	B + E	Mois	3
Analyseur NHCS	B	D-F	3
Phosphates (P-PO ₄)	B + E	Mois	3
Carbone organique total (COT)	E	Mois	3
Carbone organique dissout (COD)	E	Mois	3
Métaux (ICP-AES) (Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn)	B + E	D-F	3
Nutriments (ICP-AES) (P, S, Ca, Mg, Na, K)	B + E	D-F	3
Extractions Mehlich3	B	D-F	3

^a Analyse dans les boues uniquement.

^b Échantillonnage périodique une fois par mois (30 jours).

^c Analyse dans les eaux de percolation uniquement.

^d Analyse dans les boues et les eaux de percolation.

^e Analyses au début et à la fin de la période de stockage seulement.

^f Analyses au début, après 8 semaines et à la fin de la période de stockage.

4.4.1. Solides totaux (ST) et volatils (SV)

Les solides totaux (ST) ont été mesurés après séchage des boues à l'étuve pendant au moins 18 h à une température de 103-105°C (méthode 2540 B) (APHA, 1999). Ces mesures ont été réalisées sur des échantillons d'environ 20 g de boues humides qui avaient été réfrigérées un maximum de deux jours au préalable, la grande majorité étant toutefois analysée la journée de l'échantillonnage. Les solides volatils (SV) ont été déterminés après calcination des boues à une température de 550°C (méthode 2540 G) (APHA, 1999). La masse totale (humide) des boues dans les contenants a également été déterminée mensuellement avant l'échantillonnage.

4.4.2. Odeurs

La présence d'odeurs émanant des boues d'épuration stockées est un bon indicateur de la reprise de l'activité microbienne. La détection de ces odeurs a été effectuée par un test de perception olfactive adapté de la méthode 2150 B de l'APHA (1999). Des volumes de 200 mL de boues diluées (1/500, 1/1 000, 1/2 000, 1/4 000, 1/8 000, 1/6 000, et 1/32 000) placés dans des béchers de 250 mL (numérotés 1 à 11) et couverts avec un verre de montre ont été utilisés. Les sujets soumis aux tests olfactifs devaient sentir successivement les échantillons en partant du bécher numéro 11 (échantillon de boue le plus dilué) vers le bécher numéro 1 (échantillon de boue le moins dilué) (voir Figure 4). Les sujets devaient par la suite déceler l'échantillon à partir duquel l'odeur devenait de plus en plus désagréable, lequel correspondait à une dilution bien précise. Il est important de noter que les sujets soumis aux tests n'étaient pas informés des dilutions associées aux béchers. De cette façon, le TON (*threshold odor number*), soit la plus haute dilution où l'odeur devient désagréable, pouvait être déterminé. L'eau distillée constituait le témoin sans odeurs et sans coloration alors que la terre noire constituait le témoin coloré mais sans odeurs désagréables. Les échantillons de boues du temps 0 ont été réfrigérés environ trois semaines avant d'être analysés mais ceux des semaines 8 et 20 l'ont été au maximum trois jours. Chaque échantillon, qui était constitué d'une masse de boue humide correspondant à 1g sec de boue, a été soumis à une homogénéisation avec des billes de verres pendant 15 min à environ 300 RPM, avant d'être dilué successivement avec de l'eau distillée pour effectuer le test de perception olfactive.

Pour chaque test, cinq sujets non fumeurs et non parfumés ont été soumis aux tests dans une pièce sans odeurs nauséabondes. Les analyses d'odeurs ont d'ailleurs été effectuées pour la plupart par les mêmes volontaires tout au long de la période d'entreposage afin de diminuer l'effet des variations du système olfactif entre les individus. Si trois d'entre eux sur cinq (60%) identifiaient une dilution comme étant le TON, celle-ci était considérée comme le véritable TON.

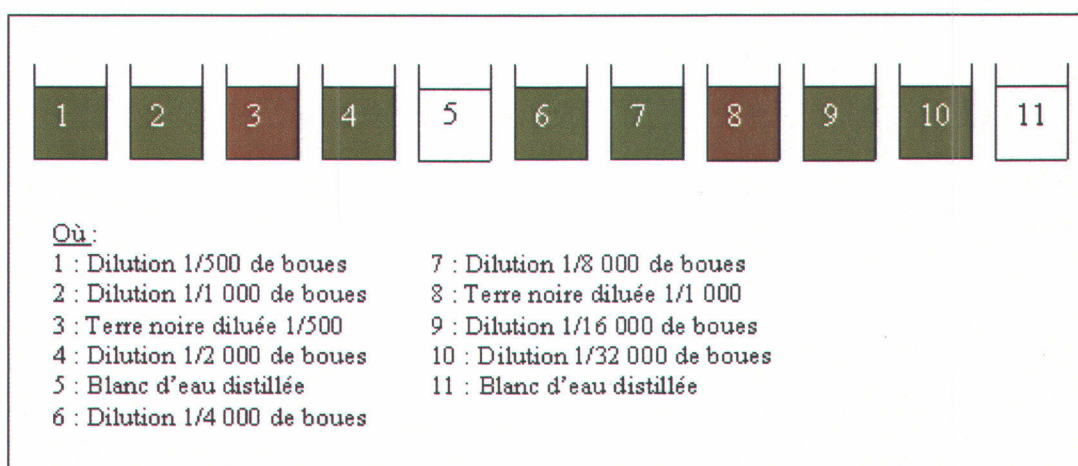


Figure 4 Mode de disposition des échantillons lors des tests d'odeurs

4.4.3. Température interne, pH, POR et taux de consommation d'oxygène

La température interne des boues stockées a été mesurée toutes les quatre semaines en plongeant un thermomètre au centre de la chaudière contenant les boues. La température ambiante a également été notée régulièrement autant lors du stockage dans les conditions IV que lors du stockage en conditions EV. Les données météorologiques du 23 mai 2005 au 26 octobre 2005 pour la ville de Québec et qui sont associées au stockage EV proviennent d'Environnement Canada.

Les mesures de pH sur les eaux de percolation et les boues ont aussi été réalisées à toutes les quatre semaines suivant la méthode IRDA-AS-201-R0 à l'aide d'un pH-mètre *Accumet Research* modèle *AR 25 Dual Channel pH/Ion meter* de *Fisher Scientific* (Nepean, Ontario, Canada). Cet appareil est muni d'une électrode de pH Ag/AgCl de marque *Cole Parmer* (*Cole Parmer Instrument Company*, Anjou, Québec, Canada) et d'une électrode de POR Hg/Hg₂Cl₂ de marque

Cole Parmer. L'étalonnage a été effectué en utilisant des solutions tampons de *VWR Scientific Products* (Ville Mont-Royal, Québec, Canada) avant chaque prise de mesure. Le POR a été mesuré dans les boues avec l'aide du même appareil et de la même technique et ce, à la fin de la période de stockage (20^e semaine).

Le taux de consommation d'oxygène (TCO) dans les boues, qui représente le taux d'utilisation de l'oxygène d'une suspension biologique et qui peut indiquer rapidement des changements dans l'activité biologique, a été mesuré selon la technique 2710 B de l'APHA (1999). L'oxygène dissous a été suivi à l'aide d'un oxymètre de marque *Accumet Research* modèle *AB40* de *Fisher Scientific*. Cette mesure a été réalisée sur des échantillons réfrigérés pendant deux semaines en ce qui a trait au temps zéro et pendant un maximum de cinq jours pour les semaines. L'analyse s'est effectuée avec 1 g sec de boue mélangé à environ 170 mL d'eau distillée dans un contenant de plastique, le tout séjournant un maximum de 2 jours à température pièce afin que l'oxygène de l'eau soit consommée. De l'air a été injecté dans chaque pot pendant 3 min (bullage) pour ensuite placer la sonde à oxygène et fermer le contenant hermétiquement à l'aide de papier *Parafilm* (Figure 5). Les mesures d'oxygène dissous (mg/L) ont été notées par la suite aux 15 ou 30 sec, pendant 15 min. La pente représentant la quantité d'oxygène dissous en fonction du temps retenue est celle des cinq premières minutes et lorsque celle-ci était positive, une pente nulle était considérée.

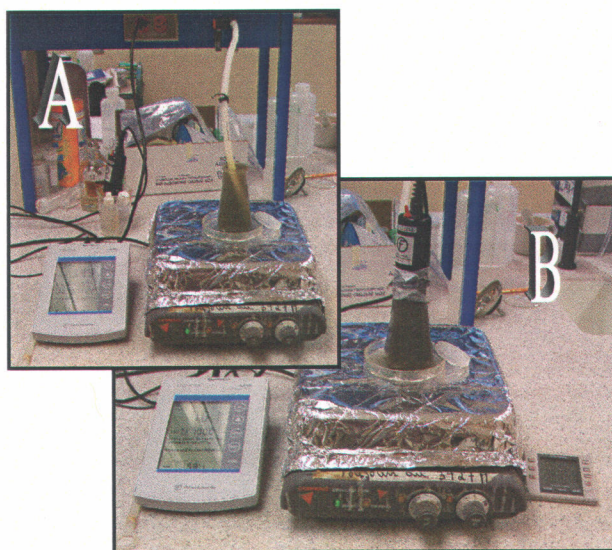


Figure 5 Montage du test de détermination du taux de consommation d'oxygène (TCO) dans les boues : a) Bullage ; b) Mesure de l'oxygène dissout dans le temps après le bullage

4.4.4. Analyses microbiologiques

Les analyses microbiologiques sur les boues solides ont été réalisées selon la technique décrite par Blais *et al.* (1992) faites à partir de 1 g sec de boue pour toutes les analyses.

Les coliformes fécaux (CF) ont été dénombrés dans les boues toutes les quatre semaines et le milieu de culture *m-FC Agar* de la compagnie *Fisher Scientific* a été utilisé. Les milieux ont été incubés pendant 24 h à une température de 44,5°C en maintenant un taux d'humidité élevé dans l'incubateur à l'aide de tampons imbibés d'eau. Toutes les colonies bleues ont été considérées comme des CF.

Un décompte des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) a également été réalisé toutes les quatre semaines selon la technique d'étalement sur gélose afin d'estimer l'activité aérobie de la biomasse des boues. Le milieu de culture *Standard Methods Agar* de la compagnie *Fisher Scientific* a été utilisé pour la croissance des BHA et les pétris ont été incubés pendant 48 h à une température de 35°C.

De plus, afin de détecter la présence de potentiels pathogènes humains dans les boues, des mesures de salmonelles (organismes indicateurs de pathogénicité) ont été effectuées au début et à la fin du stockage. Le milieu de culture au sulfite de bismuth (Bismuth sulfite) de la compagnie *Fisher Scientific* a été utilisé pour la croissance des salmonelles et les milieux ont été incubés pendant 24 h à une température de 35°C. Seules les colonies noires ont été comptées. Les streptocoques fécaux (SF) ont aussi été dénombrés au début et à la fin de la période de stockage. Ces bactéries ont été isolées sur un milieu *m-Enterococcus* de la compagnie *Fisher Scientific* après incubation à 35°C pendant 48 h. Toutes les colonies roses à marron ont été dénombrées.

4.4.5. Demande chimique en oxygène

Ce paramètre consiste à déterminer la quantité d'oxydant requise pour dégrader chimiquement la matière organique en CO₂. Bien qu'elle ne puisse être utilisée seule comme indicateur, la DCO fournit un bon indice de la teneur en carbone organique dans les biosolides. La DCO totale des boues a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre UV de marque *Varian* (modèle *Cary 50*) (Palo Alto, Californie, USA) selon la méthode 5220 D de l'APHA (1999) à

toutes les quatre semaines tout au long de la période de stockage. Des dilutions 1:1 000 dans de l'eau distillée d'une masse de boue humide correspondant à 0,3 g sec de boue ont été utilisées. La courbe étalon a été réalisée à l'aide d'une série de dilutions d'un étalon de base PHT (*potassium hydrogen phthalate*) concentré à 2 000 mg/L. Afin de vérifier la validité du test, un contrôle de DCO de la compagnie APG Inc. (lot # 41512, *Analytical Products Group*, Belpre, Ohio, USA), a été analysé selon la même méthode que les échantillons.

4.4.6. *Éléments nutritifs*

Afin de vérifier si le stockage des boues d'épuration affecte leur valeur agronomique, le suivi des teneurs en éléments nutritifs dans ces solides a été réalisé. Ainsi, les teneurs en azote (total et Kjeldahl) et ammoniacal (N-NH₄), en nitrites et nitrates (N-NO₂/NO₃), en carbone (total et organique (dans les eaux seulement)), en phosphore (total et phosphate), en soufre (total) et autres nutriments (Ca, Mg, Na, K) ont été évaluées au cours de la période de stockage sous différentes conditions.

Les ions ammoniums (NH₄), nitrites/nitrates (NO₂/NO₃) et phosphates (P-PO₄) ont été extraits des boues par une solution de KCl 2N sous une agitation de 30 min à environ 250 RPM, suivis d'une filtration sur membrane Whatman 934 AH. Les techniques de digestion pour l'analyse de l'azote Kjeldahl (NTK) ont été tirées de la méthode 4500-Norg D (APHA, 1999) et celui-ci a été quantifié au début et à la fin de la période de stockage. Le dosage de ces éléments a par la suite été fait sur un autoanalyseur *Technicon* de *Lachat Instruments* (Loveland, Colorado, USA) en utilisant les méthodes suivantes :

- QuickChem 10-107-04-2-A (NO₂⁻/NO₃) ;
- QuickChem 10-107-06-2-B (NH₄, NTK) ;
- QuickChem 10-115-01-1-B (PO₄).

Les boues analysées étaient congelées jusqu'à leur extraction et les échantillons liquides de boues extraites par le KCl ont par la suite été congelés jusqu'à l'analyse sur l'appareil. En ce qui a trait aux eaux de percolation, les mêmes éléments ont été analysés et selon les mêmes

méthodes QuickChem et ces eaux avaient été acidifiées à 0,2% H₂SO₄ puis réfrigérées jusqu'au moment de l'analyse sur l'appareil.

Dans cette étude, les analyses du carbone total, de l'azote total et du soufre total (en pourcentage de masse sèche) sur les boues ont été effectuées par un analyseur élémentaire *Leco* (modèle HCNS-932, St-Joseph, Michigan, USA) sur des échantillons séchés à 105°C pendant 18h environ, puis broyés le plus finement possible. Le carbone organique total et dissout des eaux de percolation a été mesuré à l'aide d'un appareil de marque *Shimadzu* (modèle *TOC-5000A*, Kyoto, Japon) et ces eaux ont été conservées dans 0,055% H₂SO₄ au réfrigérateur jusqu'à l'analyse.

Les teneurs en Ca, K, Mg, Na, P_{tot} et S_{tot} ont été déterminées au début et à la fin de la période de stockage en ce qui a trait aux boues, et tout au long de l'entreposage en ce qui a trait aux eaux de percolation. Les digestions des échantillons de boues (1 g sec d'échantillon) et d'eau ont été réalisées selon la méthode MENVIQ.89.12/213.Mét 1.3, puis les teneurs ont été mesurées par spectrophotométrie à émission de plasma induit (ICP-AES) sur un appareil *Varian* (modèle *Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES*, Palo Alto, Californie, USA). Les échantillons de boues ont été congelés jusqu'au moment de la digestion, puis réfrigérés en attente de l'analyse sur l'ICP-AES. Un échantillon certifié CRM PQ-1 (lot #7110C513, CANMET, Canadian Certified Reference Materials Project (CCRMP)) a également été digéré en tant que contrôle. Des contrôles de qualité ont été effectués en analysant des échantillons liquides certifiés (lot SC0019251, no. catalogue 900-Q30-002, multi-elements standard, SCP Science, Lasalle, Québec, Canada) afin de s'assurer de la conformité des analyses effectuées. Les eaux de percolation ont quant à elles été acidifiées à 5% HNO₃ et réfrigérées jusqu'au moment de leur analyse sur l'appareil.

4.4.7. Métaux

Dans cette expérimentation, les métaux (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) contenus dans les biosolides et les eaux de percolation ont été mesurés par ICP-AES et ce, en triplicata au début et à la fin des périodes de stockage pour les boues. Ces métaux ont été analysés tout au long de la période de stockage en ce qui a trait aux eaux. La méthode de digestion MENVIQ.89.12/213.Mét 1.3 a été utilisée sur 1 g sec de boues pour l'extraction des métaux à partir des biosolides. Ces derniers ont été conservés au congélateur jusqu'à leur

digestion. Les eaux de percolation ont quant à elles été acidifiées à 5% HNO₃ et réfrigérées jusqu'au moment de leur analyse sur l'appareil.

Comme lors de l'analyse de Ca, K, Mg, Na, P et S, un échantillon certifié CRM PQ-1 (lot #7110C513, CANMET, *Canadian Certified Reference Materials Project (CCRMP)*) a également été digéré en tant que contrôle pour les biosolides. Des contrôles de qualité ont été effectués en analysant des échantillons liquides certifiés (lot SC0019251, no. catalogue 900-Q30-002, multi-elements standard, SCP Science, Lasalle, Québec, Canada) afin de s'assurer de la conformité des analyses effectuées.

4.4.8. Détermination du phosphore assimilable et des cations échangeables

La biodisponibilité des métaux et des éléments nutritifs décelés dans les boues d'épuration traitées ou non a été détectée au début et à la fin de l'entreposage (0 et 20 semaines) selon la méthode Mehlich3 (IRDA-AS-208-R0). Cette méthode consiste à extraire le phosphore assimilable, les cations échangeables et les oligo-éléments des boues à l'aide d'une solution extractive de NH₄F, d'acide acétique glacial, d'EDTA et de NH₄NO₃, puis à filtrer les échantillons sur une membrane Whatman #40 pour ensuite en faire la lecture à l'ICP-AES. Les échantillons de boues ont été congelés jusqu'à leur extraction, puis réfrigérés en attente de l'analyse sur l'appareil.

4.5. Traitement statistique des données

Afin de minimiser l'impact des valeurs aberrantes obtenues au cours de l'analyse des échantillons recueillis sur le calcul de la moyenne arithmétique, les données ont été traitées de façon à obtenir un coefficient de variation (C.V.) inférieur à 25%. Le C.V. est un indice de dispersion relative des données et il est défini comme étant le rapport entre l'écart type et la moyenne arithmétique. :

$$C.V.(%) = \frac{\text{Écart type}}{\text{Moyenne}} \times 100$$

Si le C.V. excédait 25% avec l'ensemble des données récoltées pour un échantillon, la donnée faisant le plus diminuer le C.V. a été supprimée. Des C.V. supérieurs à 25% dans les tableaux reflètent soit l'impossibilité de le diminuer en enlevant les valeurs considérées aberrantes, soit la présence de seulement deux données pour calculer les paramètres de position (moyenne, médiane) et de dispersion (écart type, C.V.). Comme les échantillons sont de taille $n = 3$, aucun test statistique n'a pu être réalisé afin d'attester de la différence significative ou non des moyennes entre le début et la fin de la période de stockage. L'étendue de la variation sera donc utilisée afin de témoigner des changements survenus pendant l'entreposage.

4.6. Limites de détection et contrôles certifiés

Dans le but de faciliter la lecture de la section 5, les limites de détection associées à tous les paramètres analysés ainsi que les valeurs attendues et obtenues correspondant aux échantillons certifiés analysés sont présentés aux Tableaux 10 et 11.

Tableau 10 Limites de détection instrumentale (LDI) et des méthodes utilisées (LDM), et valeurs attendues (V.A.) et obtenues (V.O.) des contrôles certifiés analysés

Paramètres	LDI ^a	LDM ^b		V.A. ^c	V.O. ^d
		Boues	Eaux		
DCO	7 362 mg/L	24 541 mg/kg b.s.		383 ± 3,77 mg/L ^e	388 ± 17 mg/L
Microorganismes	10 UFC/mL	150 UFC/g			
Azote Kjeldahl (NTK)	0,2 mg/L	50 mg/kg b.s.		13,22 mg N/L	13,26 ± 1,17 mg N/L
Azote ammoniacal (N-NH ₄)	1 mg/L	61 mg/kg b.s.	1 mg/L	12,64 mg N/L	12,77 ± 1,40 mg N/L
Nitrites-Nitrates (N-NO ₂ /NO ₃)	1 ^e / 2 ^f mg/L	121 mg/kg b.s.	1 mg/L	7,10 mg N/L	6,76 ± 0,90 mg N/L
Analyseur NHCS					
N	0,1%	0,1%			
C	0,05%	0,05%			
S	0,05%	0,05%			
Phosphates (P-PO ₄)	0,1 ^e / 0,5 ^f mg/L	30 mg/kg b.s.	0,1 mg/L	4,64 mg P/L	4,78 ± 0,23 mg P/L
C organique total et dissout (COT-COD)	0,1 mg/L		0,1 mg/L	156 mg/L ^h	156 ± 3 mg/L

^a Limite de détection de l'appareil (instrumentale).

^b Limite de détection de la méthode, une fois les facteurs de dilution et de digestion appliqués.

^c Valeur attendue du contrôle certifié.

^d Valeur moyenne obtenue lors de l'analyse du contrôle certifié tout au long du stockage.

^e Obtenue lors de l'analyse des eaux de percolation.

^f Obtenue lors de l'analyse des boues.

^g Limites acceptables entre 352 et 434 mg/L.

^h Limites acceptables entre 127 et 187 mg/L.

Tableau 11 Limites de détection de l'ICP-AES (LDI) et des méthodes utilisées (LDM), et valeurs attendues (V.A.) et obtenues (V.O.) des contrôles certifiés analysés

Élément	LDI (mg/L) ^a	LDM – Boues (mg/kg b.s.) ^b	LDM – Eaux (mg/L) ^c	V.A. ^d (mg/kg b.s.)	V.O. ^e (mg/kg b.s.)
Al	0,040	4,0	0,240	- ^f	-
As	0,010	1,0	0,058	-	-
B	0,006	0,6	0,039	-	-
Ba	0,011	1,1	0,067	-	-
Ca	0,445	44,5	2,671	-	-
Co	0,005	0,5	0,030	-	-
Cd	0,006	0,6	0,038	24,5	24,8 ± 1,7
Cr	0,004	0,4	0,026	91,7	80,2 ± 9,2
Cu	0,005	0,5	0,029	468,0	428,6 ± 55,8
Fe	0,272	27,2	1,633	-	-
K	0,186	18,6	1,115	-	-
Mg	0,132	13,2	0,791	-	-
Mn	0,004	0,4	0,027	-	-
Mo	0,010	1,0	0,060	-	-
Na	0,040	4,0	0,242	-	-
Ni	0,005	0,5	0,030	61,0	62,4 ± 4,1
P	0,057	5,7	0,344	-	-
Pb	0,015	1,5	0,089	168,0	180,8 ± 4,8
S	0,218	21,8	1,309	-	-
Zn	0,081	8,1	0,487	4149,0	4396,8 ± 198,1

^a Limite de détection de l'appareil.

^b Limite de détection des deux méthodes de digestion des boues (HNO₃ et Mehlich3), une fois le facteur moyen de digestion appliqué.

^c Limite de détection de la méthode de digestion des eaux, une fois le facteur de dilution appliqué.

^d Valeur attendue du contrôle certifié.

^e Valeur obtenue lors de l'analyse du contrôle certifié.

^f Données non disponibles.

5. Résultats et discussion

Ce chapitre contient trois grandes sections, la première étant réservée à la présentation des paramètres de traitement des boues d'épuration à l'usine pilote préalablement aux essais de stockage. La seconde partie est consacrée à l'analyse des caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des boues stockées, alors que la troisième partie traite des caractéristiques des eaux de percolation recueillies lors du stockage des boues. Ces deux dernières parties sont ensuite divisées de façon à regrouper les résultats en trois sous-sections, paramètres physiques, chimiques et biologiques, pour en faciliter la compréhension.

Les données présentées dans les sections suivantes concernent le stockage de petites masses de boues d'épuration déshydratées (environ 5 kg) en comparaison avec les pratiques courantes qui en stockent à plus grande échelle. De plus, la période de stockage à grande échelle peut varier en fonction des individus et des besoins, et ainsi différer de celle réalisée expérimentalement, et la petite taille des échantillons analysés n'a pas permis de réaliser de tests statistiques. Par conséquent, les résultats rapportés dans ce chapitre doivent être interprétés avec prudence.

5.1. Traitement initial des boues (avant stockage)

La présente section fait état du déroulement des procédés de traitement des boues en usine pilote avant la mise en place des dispositifs de stockage. Le Tableau 12 montre tout d'abord les paramètres permettant de suivre l'évolution de la stabilisation aérobie subie par la boue qui allait devenir la boue AE.

Tableau 12 Évolution de l'oxygène dissout (mg/L), de la siccité (%), des solides volatils (%), de la température (°C) et du pH dans la boue mixte liquide traitée par digestion aérobie pendant 12 jours

Paramètres	Initial	Après 6 jours	Après 12 jours
Oxygène dissout (mg/L)	- ^a	1,5	3,5
Siccité (%)	3,2 ± 0,1	3,39 ± 0,02	3,15 ± 0,05
Solides volatils (%)	80 ± 1	76 ± 1	75 ± 1
Température (°C)	18	25	28
pH	5,2	6,8	7,7

^a Donnée non disponible.

Les Tableaux 13 et 14 relatent les étapes des traitements Metix-AC et Stabiox, respectivement. Les détails du procédé sont étayés dans Blais *et al.* (2004) et Drogui *et al.* (2003).

Tableau 13 Étapes du traitement Metix-AC appliqué aux boues d'épuration et pH et POR (mV) associés aux ajouts de réactifs

Étapes du traitement	Volume de réactif ajouté (mL)	pH	POR (mV)
Initial		5,20	-117
Ajout de H ₂ SO ₄ ^a	250	4,69	-62
Ajout de FeCl ₃	7000	1,40	420
Ajout de H ₂ O ₂	700	2,32	457
Ajustement du pH	800 (FeCl ₃) ^d	2,19	470

^a H₂SO₄ concentré à 93%.

^b FeCl₃ concentré à 33% de Fe³⁺.

^c H₂O₂ concentré à 33%.

^d L'ajustement du pH a été effectué avec un ajout de FeCl₃.

Tableau 14 Étapes du traitement Stabiox appliqué aux boues d'épuration et pH et POR (mV) associés aux ajouts de réactifs

Étapes du traitement	Volume de réactif ajouté (mL)	pH	POR (mV)
Initial		5,20	-48,0
H ₂ SO ₄ ^a	100	4,82	-16,8
FeCl ₃ ^b	200	4,50	9,9
H ₂ O ₂ ^c	150	4,26	9,3
Ajustements du pH	20 ^d	4,29	106,0
	80 ^e	4,28	121,0
	20 ^d	4,24	128,0

^a H₂SO₄ concentré à 50%.

^b FeCl₃ concentré à 33% de Fe³⁺.

^c H₂O₂ concentré à 33%.

^d L'ajustement du pH a été effectué avec un ajout de FeCl₃.

^{ec} L'ajustement du pH a été effectué avec un ajout de H₂O₂.

Les caractéristiques des boues après leur traitement respectif et avant le début de l'entreposage sont énumérées dans le Tableau 15.

Tableau 15 Caractéristiques initiales des boues d'épuration avant la mise en place des dispositifs d'entreposage

Paramètres	Unités		Types de boues							
			CO	CH	AE	M2	M4	M7	S4	S7
Siccité (ST)	%	Moyenne	12,4	14,43	14,65	8,03	8,44	10,5	15,1	18,5
		Écart type	1,05	1,85	0,58	0,55	0,07	0,93	1,08	0,25
Solides volatils	% de ST	Moyenne	78,6	66,4	74,6	70,3	71,8	74,2	79,3	77,5
		Écart type	1,94	7,14	0,11	0,26	4,61	0,18	0,49	0,45
pH		Moyenne	5,22	12,3	7,70	2,85	3,81	6,51	4,56	6,84
		Écart type	0,04	0,01	0,05	0,03	0,04	0,06	0,04	0,29
POR	mV	Moyenne	- ^a	-	-	470	470	470	128	128
		Écart type				-	-	-	-	-
Odeurs	TON	Moyenne	1/8 000	1/32 000	1/4 000	1/8 000	1/16 000	1/16 000	1/4 000	1/16 000
		Écart type								
TCO	mg O ₂ /kg de SV/h	Moyenne	3 670	3 880	14 800	330	290	7 890	3 200	4 360
		Écart type	354	1 150	1 030	32	116	1 400	103	537
CF	UFC/g	Moyenne	3,4 x 10 ⁵	< 150	1,1 x 10 ⁸	< 150	< 150	< 150	< 150	1,8 x 10 ⁷
		Écart type	9,5 x 10 ⁴		3,6 x 10 ⁷					3,1 x 10 ⁶
BHA	UFC/g	Moyenne	1,5 x 10 ⁷	1,2 x 10 ⁵	1,5 x 10 ¹⁰	2,4 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁵	5,3 x 10 ⁶	5,9 x 10 ⁶	2,1 x 10 ⁸
		Écart type	5,3 x 10 ⁵	6,7 x 10 ⁴	3,1 x 10 ⁹	1,7 x 10 ⁴	6,9 x 10 ⁴	6,5 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁶	3,0 x 10 ⁷
Salmonelles	UFC/4 g	Moyenne	3,4 x 10 ⁶	ND	8,0 x 10 ⁹	ND	ND	6,6 x 10 ⁵	ND	1,7 x 10 ⁷
		Écart type	2,1 x 10 ⁵		1,7 x 10 ⁸			0		2,5 x 10 ⁶
SF	UFC/g	Moyenne	2,4 x 10 ⁵	ND	4,0 x 10 ⁸	ND	ND	1,1 x 10 ⁴	1,3 x 10 ⁵	5,4 x 10 ⁵
		Écart type	5,3 x 10 ³		4,5 x 10 ⁶			1,1 x 10 ³	3,1 x 10 ⁴	1,9 x 10 ⁵
DCO	mg/g b.s.	Moyenne	99 900	96 700	112 000	228 000	96 400	92 800	112 000	89 500
		Écart type	86 100	1 960	15 200	45 300	8 880	18 900	10 800	9 670
N-NH ₄	mg/kg b.s.	Moyenne	2 800	2 250	142	1 700	1 470	1 410	1 170	3 140
		Écart type	137	64	5	56	65	154	17	117
N-NO ₃	mg/kg b.s.	Moyenne	134	578	142	< 121	< 121	304	< 121	203
		Écart type	15	72	5			10		12
Azote total	% MS	Moyenne	4,51	3,04	4,24	5,18	4,78	4,23	5,12	4,24
		Écart type	0,85	0,33	0,05	0,01	0,03	0,09	0,11	0,10
Azote total (NTK)	mg/kg b.s.	Moyenne	49 300	39 900	49 300	83 800	65 300	47 200	46 900	48 800
		Écart type	3 300	2 320	1 280	2 170	1 260	3 380	3 770	3 610

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Paramètres (suite)	Unités		Types de boues							
			CO	CH	AE	M2	M4	M7	S4	S7
P-PO ₄	mg/kg b.s.	Moyenne	774	35,0	< 30	< 30	< 30	< 30	229	< 30
		Écart type	88,6	14,7					8,4	
Phosphore total	mg/kg b.s.	Moyenne	19 200	16 800	13 600	25 000	23 300	21 200	19 600	19 600
		Écart type	399	1420	596	728	1260	550	362	416
Carbone total	% MS	Moyenne	38,7	34,5	37,5	36,5	36,2	34,0	39,0	41,5
		Écart type	1,8	4,7	0,1	2,1	0,4	0,4	0,3	0,3
Soufre total	% MS	Moyenne	0,557	0,548	0,553	0,967	0,907	0,865	0,723	0,657
		Écart type	0,053	0,082	0,009	0,027	0,016	0,045	0,093	0,015
Soufre total	mg/kg b.s.	Moyenne	5 930	4 640	2 670	12 900	11 900	9 950	6 730	6 130
		Écart type	351	256	105	526	361	377	92	227

ND Non détecté.

^a Données non disponibles.

5.2. Analyse des boues d'épuration

L'analyse des résultats se fait en un premier temps sur les boues d'épuration. Celles-ci seront comparées entre elles selon le mode de traitement qu'elles ont subi. Ainsi, les figures présentées dans cette section comportent trois graphiques (IS, IV et EV) avec chacun huit cinétiques (huit types de boues) illustrées pour un même mode de stockage. En ce qui a trait aux tableaux, seulement les résultats au début et à la fin de la période d'entreposage sont relatés. Dans la section 5.2, la variation entre les résultats est calculée entre la valeur à 0 semaines et la valeur après 20 semaines de stockage de la façon suivante :

$$\text{Variation (\%)} = - \left(\frac{\text{valeur à 0 semaines} - \text{valeur à 20 semaines}}{\text{valeur à 0 semaines}} \right) \times 100$$

5.2.1. Paramètres physiques

Les paramètres physiques analysés dans les boues et dans l'environnement de stockage sont présentés dans cette section. Elle regroupe tout d'abord les données climatologiques associées au stockage en plus de la masse des boues entreposées, puis montre les données de siccité et de la teneur en solides volatils. Les résultats correspondant au pH, au POR et aux odeurs complètent cette section.

5.2.1.1. Température et masse de boues

Les températures correspondant aux trois modes de stockage auxquels les boues ont été soumises ont été répertoriées périodiquement et sont présentées dans le Tableau 16. La Figure 6 représente l'évolution de la température à l'aéroport international Jean-Lesage de Québec pendant toute la durée du stockage et les données météorologiques associées à cette figure sont issues du site Internet d'Environnement Canada. La température moyenne de chacun des mois d'entreposage est relatée au Tableau 17, de même que la température maximale moyenne atteinte. La température maximale atteinte à l'extérieur pendant le stockage est de 32,4 °C, le 28 juin 2005.

Tableau 16 Températures (°C) ambiantes et moyennes répertoriées dans les boues stockées à l'intérieur à température stable (IS) et à l'extérieur à température variable (IV) en fonction du temps (semaines), et température moyenne (°C) maintenue dans les boues stockées EV tout au long de l'entreposage

Temps (semaines)	Températures moyennes (°C) en fonction du mode de stockage							
	IS ^a		Ambiante IS ^c		IV ^a		Ambiante IV ^d	
0						- ^b		-
2						12,1 ± 1,2		11,6 ± 1,0
4						12,5 ± 0,8		11,6 ± 1,0
8	21,1 ± 0,4		21,0 ± 2,0			6,6 ± 1,1		4,0 ± 1,0
12						^e		- 15,0 ± 1,0
16						6,4 ± 1,2		4,0 ± 1,0
20						10,1 ± 0,9		11,6 ± 1,0
Boues	CO	CH	AE	M2	M4	M7	S4	S7
Température moyenne - EV (°C)	16,8 ± 3,7	17,6 ± 3,6	17,9 ± 5,2	16,1 ± 4,0	16,1 ± 5,7	15,5 ± 5,6	16,6 ± 4,4	14,9 ± 4,6

^a Température mesurée dans les boues.

^b Données non disponibles.

^c Température ambiante dans la pièce où les boues IS ont été stockées.

^d Température ambiante dans les réfrigérateurs et dans le congélateur où ont été entreposées les boues IV.

^e Aucune température prise car les boues étaient congelées.

Tableau 17 Températures moyenne et maximale moyenne (°C) des mois de mai à octobre 2005 recensées à l'aéroport international Jean-Lesage de Québec selon les données d'Environnement Canada

Mois	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre
Temp. moyenne (°C)	10,4	17,9	20,4	19,2	14,7	8,5
Temp. maximale moyenne (°C)	14,9	23,6	26,7	25,4	20,2	12,2

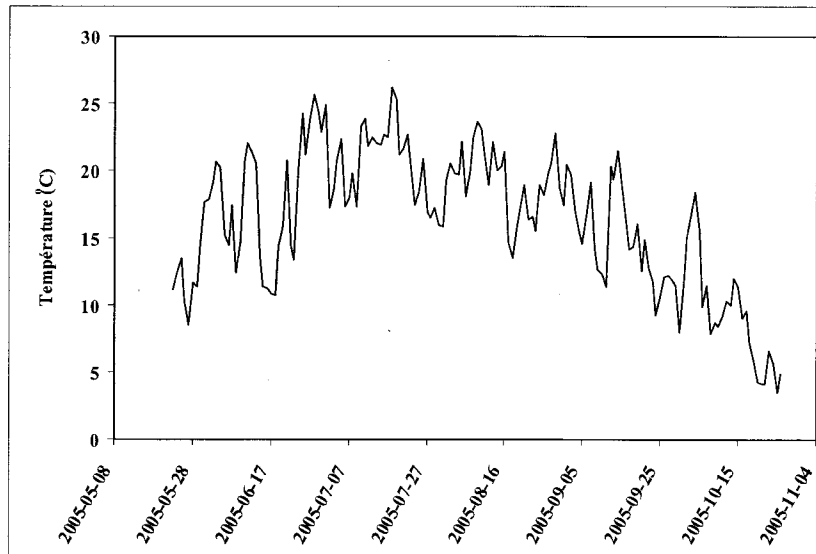


Figure 6 Température moyenne (°C) associée au stockage à l'extérieur répertoriée à l'aéroport international Jean-Lesage de Québec du 23 mai 2005 au 26 octobre 2005

La masse des boues dans les contenants entreposés a aussi été mesurée à tous les échantillonnages et celles-ci sont indiquées à l'Annexe 1.

5.2.1.2. Solides totaux et solides volatils

Le suivi de la siccité (ST) des boues a été réalisé à toutes les quatre semaines et il en est de même pour la teneur en SV. Les résultats sont consignés dans les Tableaux 18 et 19 et représentés aux Figures 7 et 8. La méthode utilisée pour déterminer la quantité de solides perdus par ignition à 550°C ne permet toutefois pas de distinguer si cette perte est due à la volatilisation de la matière organique ou des sels minéraux (APHA, 1999).

Les résultats présentés à la Figure 7 illustrent tout d'abord une siccité plus faible au tout début du stockage pour les boues CO, M2, M4 et M7 que pour l'ensemble des autres boues. Selon l'OTV (1997), la siccité des boues obtenue après déshydratation est déterminante en ce qui a trait à son utilisation future. En effet, la teneur en ST d'une boue déshydratée doit atteindre 15 à 30% si cette boue est destinée à la co-incinération avec les ordures ménagères ou au compostage par exemple. Les valeurs de siccité obtenues pour les boues CO, M2, M4 et M7 sont donc trop faibles au début du stockage par rapport aux valeurs à atteindre pour la suite du processus de traitement des eaux usées et de gestion des boues. Ces faibles teneurs en ST ont été

causées par des problèmes d'ajustement de la centrifugeuse. Toutefois, comme ces boues étaient destinées à un stockage dans des conditions où l'eau des boues pouvait s'écouler, elles ont tout de même été conservées pour les essais d'entreposage et leur siccité a atteint les mêmes valeurs que les autres boues avec le temps (Figure 7). Globalement, l'ensemble des boues atteint des teneurs en ST semblables qui permettent leur compostage par exemple (OTV, 1997), peu importe la siccité initiale, bien que celle-ci ait une petite influence. Le traitement des boues avant l'entreposage ne détermine pas non plus l'évolution de la teneur en ST. Il est à noter que la diminution des ST entre le début et la 4^e semaine d'entreposage pour la boue CH peut avoir été causée par un manque d'homogénéité de l'échantillon analysé à 0 semaines.

Tableau 18 Siccité (%) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (%)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	12,4	1,05	8,5	
	IS - 20 semaines	14,9	0,18	1,2	21
	IV - 20 semaines	15,4	0,09	0,6	24
	EV - 20 semaines	15,3	0,41	2,7	24
CH	0 semaines	14,4	1,84	12,8	
	IS - 20 semaines	18,4	0,31	1,7	28
	IV - 20 semaines	18,9	0,12	0,6	31
	EV - 20 semaines	22,2	0,42	1,9	54
AE	0 semaines	14,6	0,57	3,9	
	IS - 20 semaines	14,5	0,28	1,9	-1
	IV - 20 semaines	16,6	0,12	0,7	13
	EV - 20 semaines	14,8	0,23	1,6	1
M2	0 semaines	8,0	0,55	6,8	
	IS - 20 semaines	15,0	0,20	1,3	87
	IV - 20 semaines	16,3	0,23	1,4	103
	EV - 20 semaines	14,5	0,49	3,4	81
M4	0 semaines	8,4	0,07	0,9	
	IS - 20 semaines	14,4	0,20	1,4	71
	IV - 20 semaines	15,8	0,24	1,5	88
	EV - 20 semaines	16,7	0,33	2,0	98
M7	0 semaines	10,4	0,93	8,9	
	IS - 20 semaines	13,1	0,23	1,7	26
	IV - 20 semaines	15,8	0,19	1,2	51
	EV - 20 semaines	16,4	0,85	5,2	57
S4	0 semaines	15,1	1,08	7,1	
	IS - 20 semaines	16,9	0,24	1,4	12
	IV - 20 semaines	16,1	0,28	1,7	6
	EV - 20 semaines	18,4	0,09	0,5	22
S7	0 semaines	18,5	0,25	1,4	
	IS - 20 semaines	17,0	0,01	0,1	-8
	IV - 20 semaines	18,9	0,18	1,0	2
	EV - 20 semaines	17,9	0,48	2,7	-3

Tableau 19 Teneur en solides volatils (%) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (%)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	78,6	1,94	2,5	
	IS - 20 semaines	77,4	0,27	0,3	-2
	IV - 20 semaines	80,6	0,50	0,6	3
	EV - 20 semaines	78,9	0,19	0,2	0
CH	0 semaines	66,4	7,13	10,7	
	IS - 20 semaines	60,3	0,62	1,0	-9
	IV - 20 semaines	65,9	0,58	0,9	-1
	EV - 20 semaines	53,3	1,51	2,8	-20
AE	0 semaines	74,6	0,11	0,1	
	IS - 20 semaines	64,5	0,20	0,3	-14
	IV - 20 semaines	69,2	0,31	0,4	-7
	EV - 20 semaines	63,6	0,02	0,0	-15
M2	0 semaines	70,3	0,26	0,4	
	IS - 20 semaines	75,7	0,31	0,4	8
	IV - 20 semaines	77,4	0,12	0,2	10
	EV - 20 semaines	76,2	0,11	0,1	8
M4	0 semaines	71,8	4,61	6,4	
	IS - 20 semaines	75,0	0,45	0,6	5
	IV - 20 semaines	76,9	0,22	0,3	7
	EV - 20 semaines	73,5	0,42	0,6	2
M7	0 semaines	74,2	0,18	0,2	
	IS - 20 semaines	62,2	0,22	0,4	-16
	IV - 20 semaines	69,0	0,29	0,4	-7
	EV - 20 semaines	63,5	1,23	1,9	-14
S4	0 semaines	79,2	0,49	0,6	
	IS - 20 semaines	75,4	0,56	0,7	-5
	IV - 20 semaines	77,3	0,69	0,9	-2
	EV - 20 semaines	74,2	0,47	0,6	-6
S7	0 semaines	77,5	0,45	0,6	
	IS - 20 semaines	71,4	0,26	0,4	-8
	IV - 20 semaines	73,4	0,49	0,7	-5
	EV - 20 semaines	67,6	1,35	2,0	-13

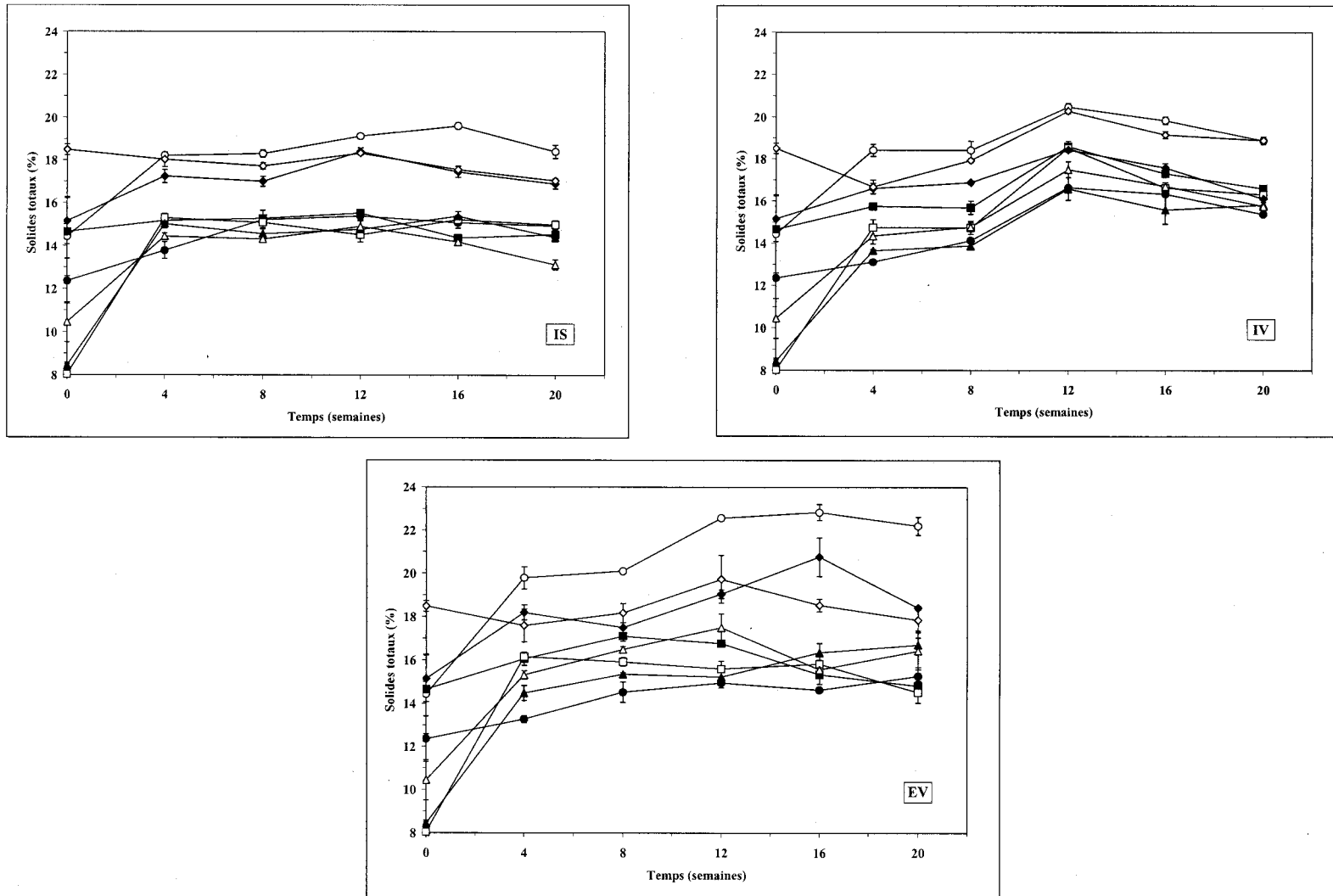


Figure 7 Évolution temporelle de la siccité (%) des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

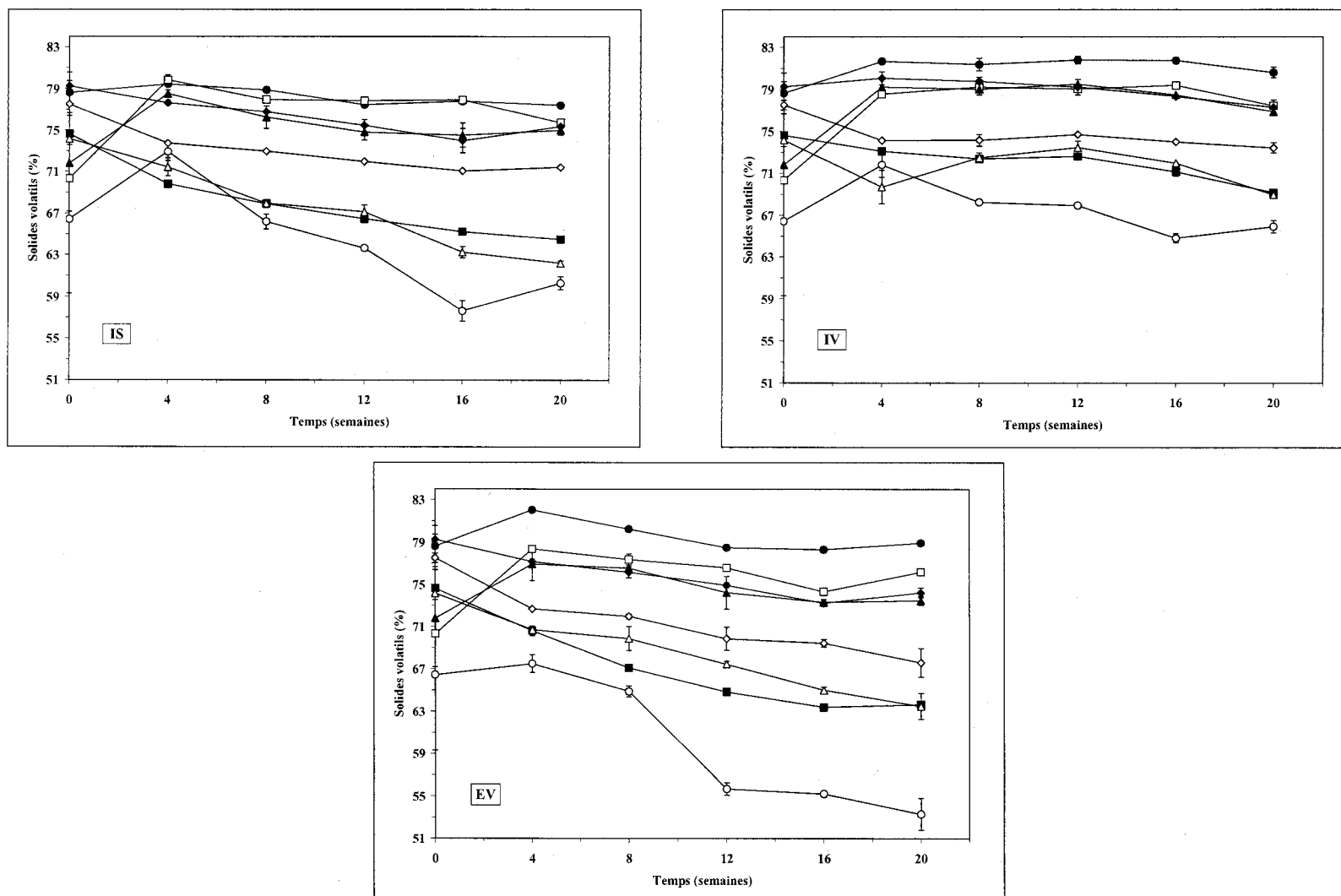


Figure 8 Évolution temporelle des solides volatils (%) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

La tendance générale en fonction du temps dans l'ensemble des boues est à l'augmentation de la siccité en moyenne au-delà de 15%, sans dépasser 25% cependant. L'étendue de la variation des données permet une telle affirmation dans la forte majorité des cas. Cette tendance s'explique par le fait que l'eau contenue dans les boues en sort tout au long du stockage, ce qui engendre leur assèchement. Ce phénomène est avantageux, car il permet de réduire le volume de boues à gérer, minimisant ainsi les coûts liés à la disposition finale des boues. On note toutefois un assèchement plus marqué dans les boues IV et EV par rapport aux boues IS. Selon les données de températures recueillies pour les dispositifs d'entreposage IS et EV, les boues ont été stockées à la même température ou presque. Par ailleurs, à l'extérieur, les boues ont subi des pointes de chaleur qui ont favorisé l'évaporation de l'eau et le séchage, un phénomène absent des conditions de stockage IS. En ce qui a trait aux boues IV, l'assèchement plus marqué est attribuable au traitement de congélation-décongélation subi entre les semaines 8 et 12 qui engendre une perte d'eau plus marquée (Martel, 1991), comme en fait foi le graphique IV de la Figure 7.

Au cours de l'entreposage, on dénote une augmentation plus rapide de la siccité entre le début du stockage et la 4^e semaine, que pendant le reste des semaines d'expérimentation et ce, pour les trois modes de stockage (IS, IV et EV). Ce phénomène peut s'expliquer en premier lieu par la percolation de la quantité résiduelle d'eau libre contenue dans les boues qui n'avait pas été enlevée lors de la centrifugation. Bien que cette eau libre puisse être enlevée par la force centrifuge (Kopp et Dichtl, 2001b), il est possible que les paramètres de fonctionnement de la centrifugeuse n'aient pas permis son enlèvement en entier, comme par exemple dans le cas des trois boues Metix. Des problèmes d'ajustement de la centrifugeuse sont effectivement survenus lors de la déshydratation de ces boues. La réaction continue du polymère utilisé lors de la floculation dans les boues stockées pourrait aussi contribuer à la perte rapide d'eau au début de l'entreposage. En effet, le polymère présent dans les eaux interstitielles non éliminées lors de la centrifugation a pu se lier aux surfaces de charge opposée nouvellement exposées à la suite du bris des particules qu'a pu causer la centrifugation (Dentel, 2001).

En ce qui a trait à la teneur en solides volatils (SV) illustrée à la Figure 8, à l'exception des boues M2 et M4, on note dans les différentes boues une diminution variant entre 1 et 20% entre les semaines 0 et 20. Baron *et al.* (1989) avaient quant à eux observé une diminution d'environ 25% des matières volatiles dans des boues aérobies épaissies stockées à température ambiante

pendant trois mois. La légère diminution des SV s'explique par le fait que la quantité de matière organique d'une suspension ou un solide peut être estimée par la mesure de la teneur en SV (APHA, 1999) et que le métabolisme des organismes vivant dans les boues consomme cette matière organique et engendre sa minéralisation. Par conséquent, il y a moins de matière organique contenue dans les boues à la suite de ce phénomène et donc, la teneur mesurée en SV est plus faible. De cette façon, plus la diminution des SV est grande, plus il y a eu digestion de la matière organique au cours de l'entreposage. On observe un léger déclin des SV dans les boues CO et CH mais l'étendue de variation ne permet pas de faire ressortir une tendance. Toutefois, une plus forte diminution des SV dans la boue CH est observée et un tel résultat peut être à priori attribué à la libération de composés solubles par la lyse des cellules à pH 12, soit le pH atteint au cours du traitement des boues à la chaux vive. Cette lyse cellulaire a entraîné la libération de composés facilement assimilables par les microorganismes dans la phase aqueuse mais à pH 12, le métabolisme microbien est inhibé. La remontée du pH au cours de l'entreposage permet la reprise de l'activité des microorganismes qui incorporent les composés libérés à leur biomasse. On observe ainsi une diminution de teneur en solides volatils. Dans les boues M2 et M4 quant à elles, la présence d'une grande quantité d'eau a pu causer un manque d'homogénéité au niveau de la prise de l'échantillon à la semaine 0 et en fausser la teneur en SV (plus basse que les teneurs enregistrées après la 4^e semaine).

Le mode de traitement initial des boues (avant le stockage) ne semble pas avoir d'effets sur la vitesse de minéralisation de la matière organique au cours du stockage, sauf peut-être dans le cas de la boue CH dont l'explication a été fournie précédemment. Les dispositifs de stockage IS et EV semblent avoir le même effet sur la diminution des SV, soit un déclin plus rapide que dans les boues entreposées IV. Le métabolisme des microorganismes étant stoppé ou ralenti aux températures plus froides (Prescott *et al.*, 1995), la minéralisation de la matière organique se fait plus lentement et la diminution des SV suit cette tendance.

5.2.1.3. pH et POR

Les mesures du pH ont été prises toutes les quatre semaines tandis que celles du POR n'ont été faites qu'à la 20^e semaine d'entreposage, soit à la fin. L'évolution temporelle du pH est illustrée au Tableau 20 et à la Figure 9.

Tableau 20 pH des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	5,22	0,04	0,7	
	IS - 20 semaines	8,91	0,01	0,1	71
	IV - 20 semaines	8,72	0,01	0,1	67
	EV - 20 semaines	8,90	0,01	0,1	71
CH	0 semaines	12,3	0,01	0,1	
	IS - 20 semaines	8,84	0,04	0,4	-28
	IV - 20 semaines	8,85	0,03	0,3	-28
	EV - 20 semaines	8,91	0,03	0,3	-28
AE	0 semaines	7,70	0,05	0,6	
	IS - 20 semaines	6,14	0,01	0,1	-20
	IV - 20 semaines	8,55	0,03	0,4	11
	EV - 20 semaines	6,45	0,09	1,4	-16
M2	0 semaines	2,85	0,03	0,9	
	IS - 20 semaines	8,01	0,03	0,4	181
	IV - 20 semaines	3,70	0,14	3,8	30
	EV - 20 semaines	8,33	0,03	0,3	193
M4	0 semaines	3,81	0,04	1,0	
	IS - 20 semaines	8,22	0,02	0,2	116
	IV - 20 semaines	5,69	0,03	0,4	49
	EV - 20 semaines	8,18	0,08	0,9	215
M7	0 semaines	6,51	0,06	0,8	
	IS - 20 semaines	8,42	0,00	0,0	29
	IV - 20 semaines	7,75	0,01	0,1	19
	EV - 20 semaines	7,31	0,06	0,8	12
S4	0 semaines	4,56	0,04	0,9	
	IS - 20 semaines	8,75	0,02	0,2	92
	IV - 20 semaines	8,64	0,02	0,2	90
	EV - 20 semaines	8,76	0,01	0,1	92
S7	0 semaines	6,84	0,29	4,3	
	IS - 20 semaines	8,83	0,01	0,1	29
	IV - 20 semaines	8,73	0,03	0,3	28
	EV - 20 semaines	8,38	0,02	0,2	22

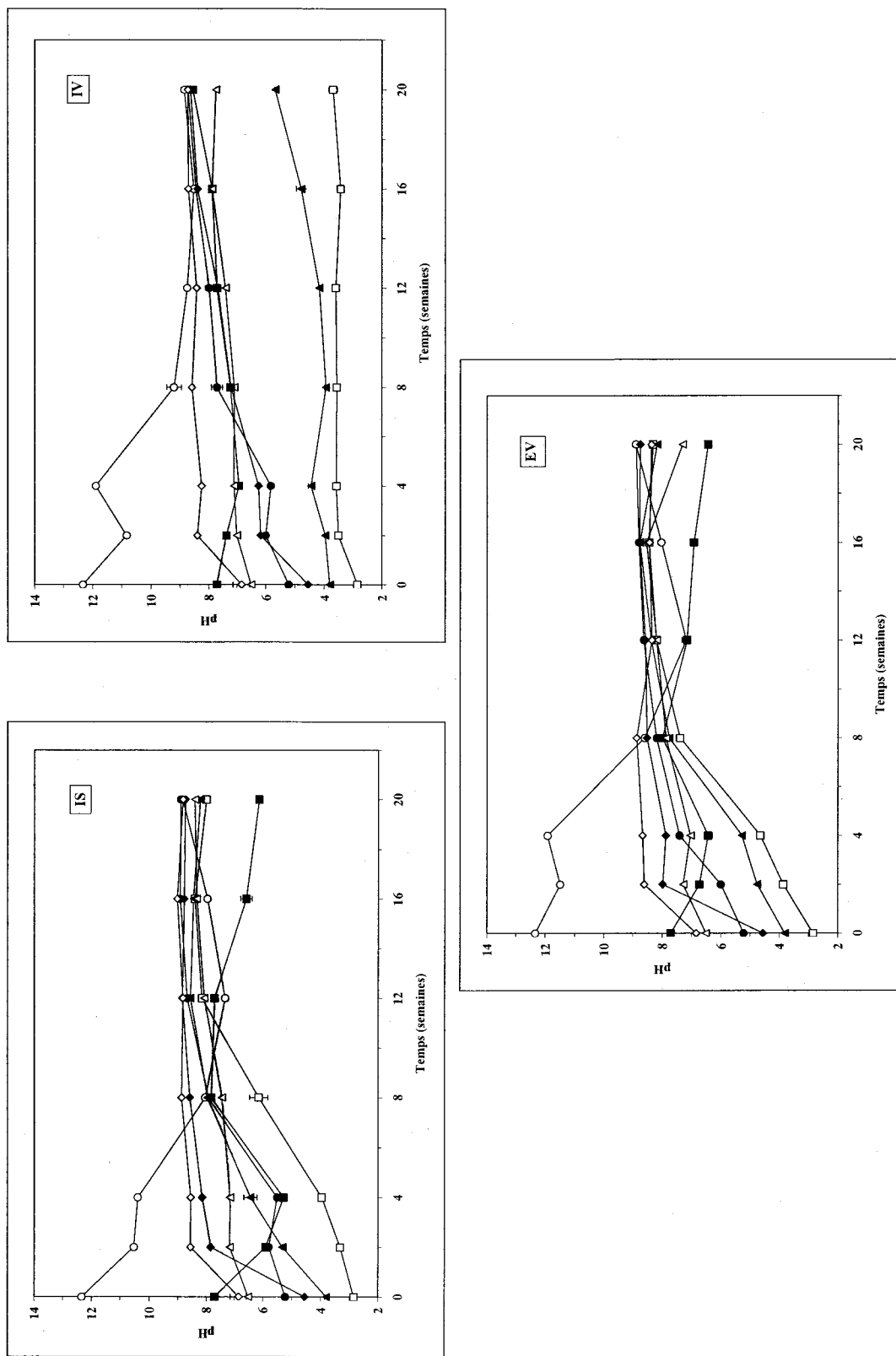
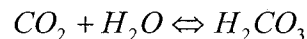


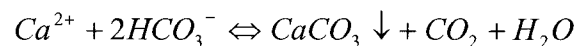
Figure 9 Évolution temporelle du pH dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Les valeurs moyennes de pH ont été calculées en convertissant les pH obtenus en concentration de H^+ , pour ensuite calculer la moyenne de ces concentrations et la reconvertir en valeur de pH. Au cours du stockage selon les trois modes, on constate, comme illustré à la Figure 9, un ajustement du pH de l'ensemble des boues autour de 8,0–8,5 dès la 8^e semaine d'entreposage. Harvey et Leclerc (1990) ont également observé une augmentation du pH variant entre 6,4 et 8,0 dans les boues digérées anaérobies et déshydratées et ce, pendant une période de stockage de six mois. L'alcalinisation des boues qui avaient un pH initial plus bas que 8,0–8,5 peut s'expliquer par la dégradation de composés azotés engendrant la libération d'ammoniac qui, en se solubilisant, fait augmenter le pH (Prescott *et al.*, 1995 ; Sanchez-Monedero *et al.*, 2001). Les fortes teneurs en azote ammoniacal observées à la 4^e semaine (voir Figure 12) peuvent justifier ces allégations. Le rapport C/N inférieur à 16 (voir Tableau 31) dans l'ensemble des boues tout au long du stockage vient également corroborer le fait que la remontée du pH est probablement due à la solubilisation de l'azote ammoniacal. En effet, un ratio C/N inférieur à 20 engendrera la libération d'azote dans le milieu sous sa forme ammoniacale (Krogmann, 2001) au lieu d'être incorporé dans le matériel cellulaire.

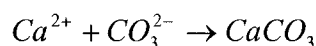
L'acidification des boues avant la 8^e semaine quant à elle, comme dans le cas de la boue CH, a probablement été majoritairement causée par la réaction du CO_2 issu de la minéralisation de la matière organique ou de l'air avec l'eau contenue dans les boues pour former de l'acide carbonique selon la réaction suivante :



La présence d'une grande quantité de calcium provenant de la chaux ajoutée à la boue CH permet aussi la formation de carbonate de calcium ($CaCO_3$) à partir du calcium et des ions bicarbonate (HCO_3^-), laquelle réaction peut contribuer à libérer le CO_2 propice à la formation d'acide carbonique :



La formation de $CaCO_3$ peut également résulter de la réaction entre les ions calcium et les ions carbonates (CO_3^{2-}).



Dans une moindre mesure, le milieu fortement alcalin au début de l'entreposage de cette boue a peut-être favorisé le métabolisme de microorganismes alcalinophiles qui eux, de par leur activité métabolique, ont acidifié le milieu pour que les neutrophiles prennent la relève par la suite.

Selon les graphiques présentés à la Figure 9, le pH des boues stockées dans les conditions IV se stabilise autour de 8,0 et 8,5, à l'exception des boues M4 et M2 où le pH reste relativement bas entre 3,0 et 4,0. En comparaison, dans les conditions de stockage IS et IV, le pH des boues se stabilise autour de 8,0-8,5, à l'exception des boues AE où le pH se stabilise autour de 7,0 et 6,0.

L'ajustement du pH autour de 8,0-8,5 a été réalisé plus rapidement dans les boues EV que dans les boues IS et IV, le pH des boues IS s'étant quant à lui ajusté plus rapidement que dans les boues IV. Il est possible que les pointes de température chaude enregistrées entre le début et la 8^e semaine (fin mai à fin juillet-début août environ) aient davantage favorisé le catabolisme de la matière organique par les microorganismes que dans les boues stockées IS qui ont été maintenues à 20°C. Dans le même ordre d'idées, les températures froides auxquelles les boues IV ont été soumises ont ralenti la vitesse du métabolisme des microorganismes et donc, moins d'azote ammoniacal a été formé. Il est nécessaire également de mentionner que le pH des boues les plus acides au départ (M2 et M4) s'ajuste plus lentement autour de 8,0-8,5 par rapport aux autres types de boues stockées dans les mêmes conditions et dans le cas du stockage IV, on note que cet ajustement dans les boues M2 et M4 ne se produit pas même après 157 jours d'entreposage. Les températures plus froides ralentissant le métabolisme expliquent ce phénomène.

Après la 8^e semaine de stockage, il a été décrit que le pH se maintient autour de 8,0-8,5. L'activité microbienne ne s'arrêtant pas, il est probable que ce phénomène soit engendré par l'équilibre entre la formation d'acides organiques dans un tel milieu anaérobie et la génération d'azote ammoniacal qui contribue à l'alcalinisation. Il se peut par ailleurs que la présence de carbonates (HCO_3^-) au lieu du CO_2 dissout lorsque le pH dépasse 6,5 crée un effet tampon qui empêche l'alcalinisation plus poussée des boues (Prescott *et al.*, 1995). La présence de nitrates dans les boues peut elle aussi contribuer à atténuer la remontée du pH, car ceux-ci ont pour effet

d'acidifier le milieu en formant du HNO_3^- au contact de l'eau. Un sol faiblement acide pourrait donc recevoir des boues d'épuration ayant été stockées afin de rétablir son pH plus près de la neutralité (à l'exception des boues M2-IV) et ce, peu importe le type de traitement appliqué aux biosolides avant leur entreposage.

En ce qui a trait au POR, le Tableau 21 présente des valeurs fortement positives (variant de 128 à 470 mV) au début du stockage et de fortes valeurs négatives à la fin (variant de -28 à -305 mV), peu importe le type de traitement des boues ou le mode de stockage (sauf M2-IV). Ceci indique que les boues passent de conditions fortement oxydantes (aérobies) à des conditions très réductrices (anoxiques ou anaérobies) au cours d'une période d'entreposage sans brassage. L'absence d'aération engendre l'épuisement de l'oxygène, obligeant les microorganismes à se tourner vers la fermentation ou la respiration anaérobie afin de générer leur énergie. Ce milieu favorise donc la croissance des microorganismes pouvant survivre en absence d'oxygène. De plus, en absence d'oxygène, il y a fermentation de la matière organique au lieu de la respiration avec de l'oxygène, ce qui engendre la formation d'acides organiques. Ceci vient corroborer l'explication de l'équilibre du pH après la 8^e semaine de stockage mentionné plus haut. Il faut toutefois exclure des interprétations précédentes les boues M2-IV dont le POR demeure dans les valeurs positives. Dans ce cas particulier, le bas pH en conjoncture avec de basses températures semble causer une faible activité biologique qui n'abaisse pas aussi rapidement l'épuisement de l'oxygène que dans les autres types de boues.

Tableau 21 Potentiel d'oxydoréduction (POR) (mV) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues		0 semaines ^a	20 semaines		
			Moyenne (mV)	Écart type	CV (%)
CO	IS		-218	34	15,8
	IV		-246	27	11,1
	EV		-171	1	0,4
CH	IS		-224	7	3,1
	IV	- ^b	-286	7	2,3
	EV		-278	12	4,3
AE	IS		-28	5	19,4
	IV		-231	7	3,2
	EV		-105	4	3,5
M2	IS		-178	5	2,7
	IV		84	4	5,0
	EV		-220	4	1,6
M4	IS		-214	3	1,2
	IV	470	-93	5	5,5
	EV		-216	5	2,1
M7	IS		-257	5	2,1
	IV		-230	4	1,8
	EV		-183	12	6,4
S4	IS		-238	7	3,0
	IV		-278	1	0,4
	EV	128	-198	26	13,0
S7	IS		-266	5	1,8
	IV		-305	3	1,0
	EV		-264	3	1,1

^a Ces valeurs ont été mesurées sur les boues liquides après le traitement et avant la déshydratation.

^b Données non disponibles.

Il est à noter cependant que le POR est obtenu à l'aide d'une sonde plongée dans un échantillon de boues prélevées de façon à obtenir une valeur moyenne représentative de celle mesurée dans toute la profondeur des boues stockées. Cependant, il est fort probable que les valeurs de POR soient plus élevées en surface qu'en profondeur du bassin de stockage des boues.

Dans tous les cas, le mode d'échantillonnage ne permettait pas de le vérifier. Il se peut donc qu'il y ait de l'oxygène dans la couche de surface mais la majorité de l'échantillon étant composée de boue n'ayant aucun contact avec l'air, on mesure un POR très bas indiquant un milieu anoxique ou anaérobie.

5.2.1.4. Odeurs

Les tests de perception olfactive ont permis de déterminer le *threshold odor number* (TON) correspondant à chacun des types de boues et ceux-ci sont exposés au Tableau 22. Le TON correspond à la plus haute dilution où l'odeur est encore désagréable. Donc, plus la dilution correspondant au TON est élevée, plus l'odeur est perceptible tôt dans la série de dilutions et plus celle-ci est désagréable.

Tableau 22 Évolution du TON des boues stockées à l'intérieur à température pièce constante (IS), à l'intérieur à température variable (IV) ou à l'extérieur à température estivale variable (EV) en fonction du temps (semaines)

Boues		Temps (semaines)		
		0	8	20
CO	IS		1/4000	1/2000
	IV	1/8000	1/16000	1/2000
	EV		1/16000	1/2000
CH	IS		1/2000	1/8000
	IV	1/32000	1/2000	1/8000
	EV		1/8000	1/4000
AE	IS		1/4000	<1/1000
	IV	1/4000	1/2000	1/1000
	EV		1/4000	<1/1000
M2	IS		1/4000	1/2000
	IV	1/8000	1/2000	<1/1000
	EV		1/8000	1/4000
M4	IS		1/8000	1/16000
	IV	1/16000	1/2000	1/4000
	EV		1/32000	<1/1000
M7	IS		1/16000	1/1000
	IV	1/16000	1/4000	1/1000
	EV		1/8000	<1/1000
S4	IS		1/2000	1/8000
	IV	1/4000	1/8000	1/4000
	EV		1/8000	1/4000
S7	IS		1/2000	1/500
	IV	1/16000	1/8000	1/2000
	EV		1/8000	<1/1000

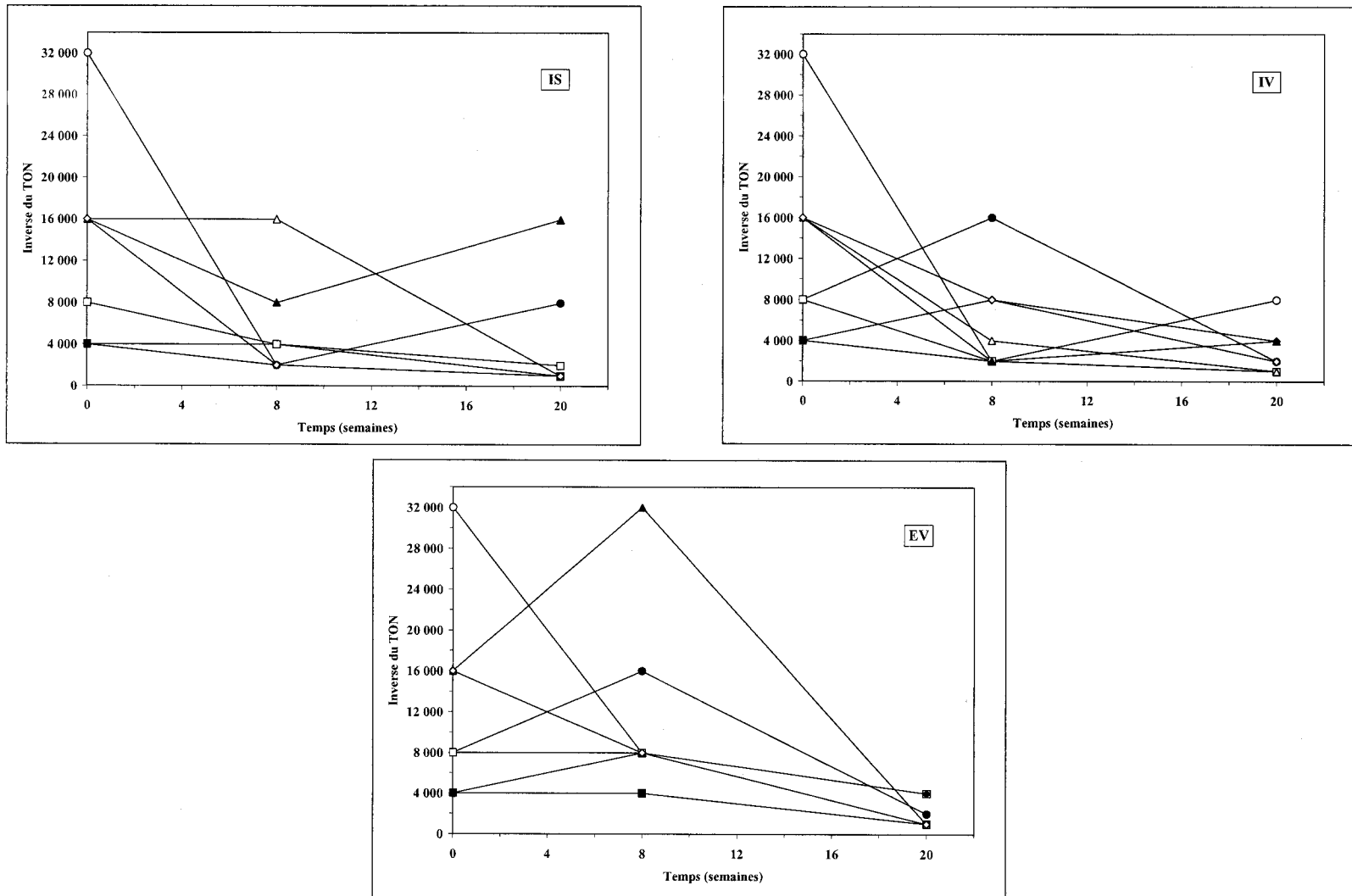


Figure 10 Évolution temporelle de l'inverse du TON des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Les résultats du Tableau 22 et de la Figure 10 indiquent dans la plupart des cas une diminution ou une stabilité des odeurs entre le début et la 20^e semaine de stockage peu importe le mode de stockage ou le traitement appliqué aux boues. Au cours du stockage, l'activité des microorganismes présents dans les boues engendre la digestion de la matière organique et donc, un abaissement du potentiel putrescible des boues (OTV, 1997). La légère diminution de la teneur en SV (voir Tableau 19 et Figure 8) vient d'ailleurs corroborer cette affirmation. Par conséquent, il est possible de dire que le stockage entraîne la diminution de la teneur en composés malodorants, ou du moins leur modification en composés ayant une odeur moins nauséabonde. L'intensité de l'odeur n'ayant pas été déterminée, il n'était pas possible de déterminer dans ce projet si, après une période d'entreposage de cinq mois, les odeurs respectaient les normes O1, O2 et O3 (peu odorant, malodorant, et fortement malodorant, respectivement) d'Environnement du Québec (2004). Cependant, ce même document classe d'emblée les boues digérées aérobiquement dans la catégorie O3 (fortement malodorant) et on peut supposer que les boues stockées sont passées à la catégorie O2 en fonction des observations de l'expérimentatrice.

Dans certains cas, il n'y a pas diminution mais stagnation de l'odeur entre le début et la fin du stockage. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait que les témoins ayant réalisé les tests de perception olfactive devaient dire si l'odeur était désagréable ou non, sans possibilité de nuance. Ceux-ci devaient donc trancher entre deux dilutions côte-à-côte et lorsque la différence d'odeur était très subtile pour l'odorat, cela a pu engendrer de la confusion.

5.2.2. Paramètres chimiques

Cette section comprend l'analyse de la DCO, de l'azote (N-NH₄, N-NO₂/NO₃, N-NTK, N_{tot} (%)), du phosphore (P-PO₄ et P_{tot}), du soufre (% et S_{tot}), du carbone (% et rapport C/N), ainsi que des métaux essentiels et potentiellement toxiques. Les résultats des analyses Mehlich3 sont également consignés dans cette section.

5.2.2.1. Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène total a été suivie à toutes les quatre semaines et le Tableau 23 et la Figure 11 exposent les résultats obtenus.

Tableau 23 Demande chimique en oxygène (DCO) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	99 900	86 100	86	
	IS - 20 semaines	150 000	37 800	25	50
	IV - 20 semaines	140 000	11 600	8	41
	EV - 20 semaines	139 000	5 770	4	39
CH	0 semaines	96 700	1 960	2	
	IS - 20 semaines	104 000	9 350	9	8
	IV - 20 semaines	147 000	32 200	22	52
	EV - 20 semaines	99 000	18 300	18	3
AE	0 semaines	112 000	15 200	14	
	IS - 20 semaines	111 000	16 900	15	-1
	IV - 20 semaines	77 400	8 490	11	-31
	EV - 20 semaines	103 000	8 880	9	-8
M2	0 semaines	228 000	45 300	20	
	IS - 20 semaines	67 800	10 300	15	-70
	IV - 20 semaines	93 200	21 800	23	-59
	EV - 20 semaines	60 900	12 800	21	-73
M4	0 semaines	96 400	8 880	9	
	IS - 20 semaines	42 400	6 460	15	-56
	IV - 20 semaines	87 600	13 900	16	-9
	EV - 20 semaines	61 500	14 500	24	-36
M7	0 semaines	92 800	18 900	20	
	IS - 20 semaines	54 400	4 240	8	-41
	IV - 20 semaines	70 000	13 500	19	-25
	EV - 20 semaines	79 000	4 060	5	-15
S4	0 semaines	112 000	10 800	10	
	IS - 20 semaines	101 000	12 700	13	-10
	IV - 20 semaines	115 000	12 800	11	2
	EV - 20 semaines	94 900	5 880	6	-15
S7	0 semaines	89 500	9 670	11	
	IS - 20 semaines	92 100	4 090	4	3
	IV - 20 semaines	103 000	24 300	24	15
	EV - 20 semaines	73 800	13 300	18	-18

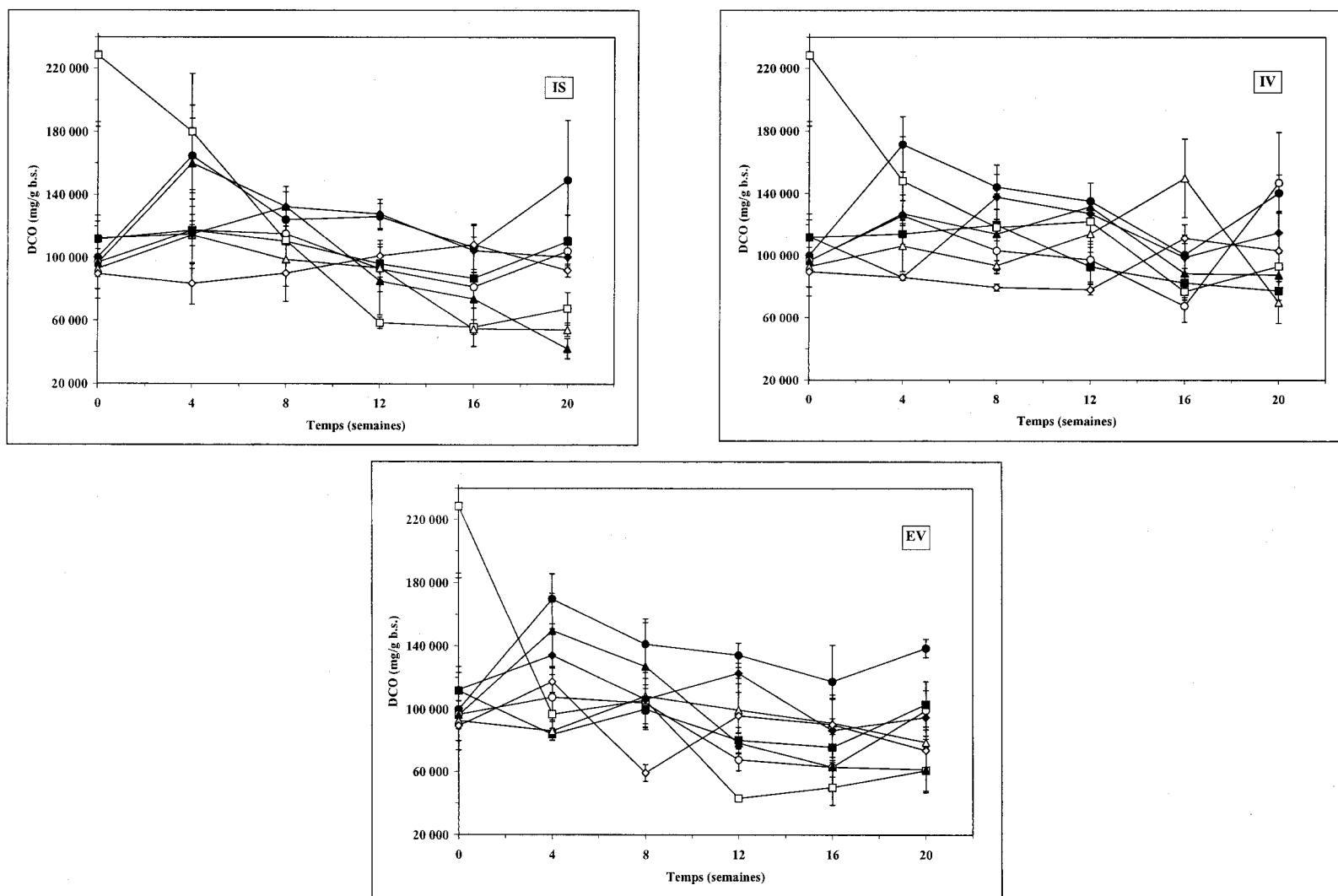


Figure 11 Évolution temporelle de la DCO (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Le suivi de la DCO totale n'a pas permis de démontrer une tendance à l'augmentation ou à la diminution en fonction du traitement ou du mode de stockage. De plus, l'étendue de la variation des valeurs ne permet pas, pour la plupart, d'affirmer la différence des moyennes calculées. Les variations observées dans le pH et la teneur en SV ont permis d'attester du processus de digestion de la matière organique dans les boues au cours du stockage mais ce phénomène n'est cependant pas représenté dans la cinétique de la DCO entre le début et la fin de l'entreposage. En effet, comme la DCO a été mesurée sur 0,3 g sec de boue tout au long de l'entreposage, la masse sèche d'échantillon n'a pas varié même si la siccité a augmenté. En d'autres termes, lorsque la siccité des boues était plus faible, une plus grosse masse humide a été prélevée afin d'obtenir une masse correspondant à 0,3 g sec et à l'inverse lorsque la siccité était plus élevée. Ainsi, parce que la DCO est exprimée dans le présent document en termes de mg/kg b.s. et que le poids sec de boue ne varie pas, la DCO demeure relativement stable et ne peut être utilisé ici pour rendre compte de la dégradation de la matière organique dans les boues.

Les résultats démontrent néanmoins une diminution marquée de la DCO dans les boues M2. Au cours du traitement Metix, ces boues sont additionnées en fer (FeCl_3) que l'on retrouve sous la forme Fe^{3+} (fer ferrique). En réagissant avec la boue, celui-ci est réduit en Fe^{2+} (fer ferreux). À bas pH, comme c'est le cas dans la boue M2, le Fe^{2+} demeure sous cette forme et peut réagir avec le $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (dichromate de potassium) du test de DCO pour s'oxyder en Fe^{3+} , ce qui consomme de l'oxygène. La mesure de DCO s'en trouve donc plus élevée, et cette valeur n'est pas attribuable uniquement à la quantité de matière organique contenue dans les boues. Ce même phénomène ne se produit pas dans les boues Metix à pH 4 ou 7 (M4 et M7), car lorsque le pH augmente, il y a formation d'oxydes de fer qui ne réagissent pas avec le dichromate de potassium.

5.2.2.2. Azote

Au cours de ce projet, plusieurs formes d'azote ont été analysées afin de suivre l'évolution de la dégradation de la matière organique. La présente section renferme les résultats concernant l'azote ammoniacal (N-NH_4), les nitrites-nitrates ($\text{N-NO}_2/\text{NO}_3$), le pourcentage d'azote total dans la masse sèche des boues (N_{tot} (%)) et l'azote total Kjeldahl (N-NTK).

Azote ammoniacal (N-NH₄)

Les teneurs en azote ammoniacal obtenues toutes les quatre semaines dans les boues sont présentées au Tableau 24 et à la Figure 12.

Selon Prescott *et al.* (1995), « Certaines bactéries et certains mycètes – en particulier, les micro-organismes pathogènes, ceux qui détériorent la nourriture et ceux du sol – peuvent utiliser les protéines comme source de carbone et d'énergie». Lorsque cela se produit, les protéines sont dégradées et l'excès d'azote est excrété sous forme d'ammonium. De plus, Krogmann (2001) mentionne que lorsque le rapport C/N d'une boue est inférieur à 20, comme c'est le cas des boues analysées dans le présent projet, l'azote est relâché dans le milieu. Il est donc possible de dire que l'augmentation de la teneur en azote ammoniacal enregistrée entre le début et la fin du stockage dans les différentes boues peu importe le mode de stockage (IS, IV ou EV) est attribuable à la décomposition des composés azotés de la matière organique. Ces augmentations sont d'ailleurs très prononcées, soit au-delà de 200%, sauf dans le cas des boues M2 stockées dans les conditions IV.

Tableau 24 Teneur en azote ammoniacal (N-NH₄) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	2 800	137	5	
	IS - 20 semaines	15 500	446	3	453
	IV - 20 semaines	13 600	1 300	10	385
	EV - 20 semaines	15 300	491	3	446
CH	0 semaines	2 250	64	3	
	IS - 20 semaines	9 780	249	3	334
	IV - 20 semaines	7 670	272	4	240
	EV - 20 semaines	8 140	145	2	261
AE	0 semaines	142	5	4	
	IS - 20 semaines	668	41	6	372
	IV - 20 semaines	8 400	343	4	5 830
	EV - 20 semaines	1 540	79	5	990
M2	0 semaines	1 700	56	3	
	IS - 20 semaines	17 600	605	3	933
	IV - 20 semaines	2 190	30	1	29
	EV - 20 semaines	18 100	804	4	963
M4	0 semaines	1 470	65	4	
	IS - 20 semaines	15 700	1 210	8	965
	IV - 20 semaines	7 880	406	5	435
	EV - 20 semaines	15 500	2 160	14	951
M7	0 semaines	1 410	154	11	
	IS - 20 semaines	16 800	999	6	1 090
	IV - 20 semaines	11 400	194	2	705
	EV - 20 semaines	6 800	432	6	381
S4	0 semaines	1 170	17	1	
	IS - 20 semaines	16 400	1 180	7	1 290
	IV - 20 semaines	18 200	280	2	1 450
	EV - 20 semaines	17 500	1 350	8	1 390
S7	0 semaines	3 140	117	4	
	IS - 20 semaines	18 800	667	4	498
	IV - 20 semaines	15 700	590	4	399
	EV - 20 semaines	9 690	871	9	209

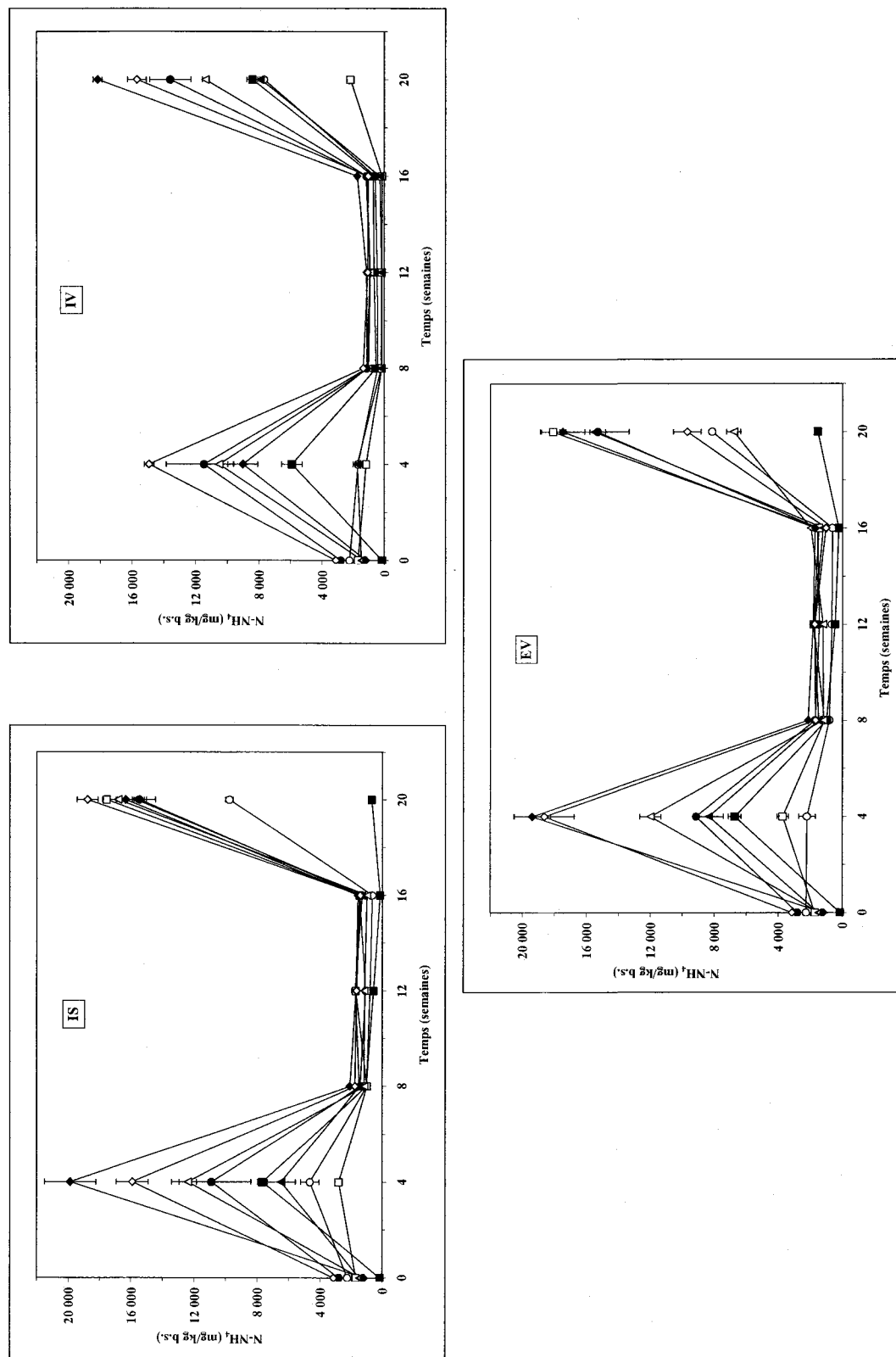


Figure 12 Évolution temporelle de la teneur en azote ammoniacal (N-NH₄) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

La Figure 12 illustre la même cinétique peu importe le type de traitement ou de stockage employé. Un pic d'azote ammoniacal est enregistré à la quatrième semaine, suivi d'un état stationnaire entre la 8^e et la 16^e semaine (où les concentrations d'azote ammoniacal étaient les plus faibles), puis une augmentation est enregistrée à la 20^e semaine. Même si le POR n'a pas été mesuré à toutes les étapes d'échantillonnage, il est possible de supposer que les conditions d'oxygénation dans les boues sont passées d'aérobies au début du stockage à anaérobies à la fin. Une étude de stockage de boues dans des conditions très semblables à celles du présent projet (Harvey et Leclerc, 1990) fait d'ailleurs état d'une diminution rapide du POR dans les deux premiers mois d'entreposage suivie d'un maintien du POR à une valeur stable jusqu'à la fin du stockage des boues. Baron *et al.* (1989) évoquent également des POR négatifs tout au long du stockage de boues, ces valeurs étant attribuables à la présence de conditions anaérobies. L'allure des courbes de la Figure 12 suggère une succession de population dégradant la matière organique azotée. Au début du stockage (entre 0 et 4 semaines), la dégradation des composés azotés était probablement assurée majoritairement par des microorganismes aérobies, tandis que les microorganismes anaérobies stricts ou facultatifs ont pris la relève entre la 16^e et la 20^e semaine. Prescott *et al.* (1995) citent qu'après l'épuisement de l'oxygène et des nitrates, la compétition pour l'utilisation d'autres composés oxydants commence, ce qui entraînera un changement dans la population microbienne vers les microorganismes aptes à survivre en conditions anoxiques, puis anaérobies.

La diminution du N-NH₄ après la 4^e semaine peut être due à deux phénomènes : la volatilisation de l'ammoniacque (Maier *et al.*, 2000) ou l'incorporation dans le matériel cellulaire des microorganismes qui assureront la transition vers le milieu anaérobie.

Les résultats montrent aussi que le stockage IV entraîne la formation des mêmes pics d'azote ammoniacal que lors des stockages IS et EV, mais ils atteignent des sommets moins élevés dans le cas des boues IV. Encore une fois ici, la température ralentit le métabolisme des microorganismes causant ainsi une dégradation plus lente de la matière organique et une moindre quantité d'azote ammoniacal générée. Si l'on traite les résultats en fonction des types de boues, il n'est pas possible de faire ressortir une quelconque tendance, car les étendues de variation des données se recoupent et on ne peut donc pas conclure à la différence des moyennes. On peut toutefois mentionner que la boue AE renferme la plus faible quantité de N-NH₄ après 20 semaines de stockage dans les conditions IS et EV, ce qui laisse présager qu'un traitement de

digestion des boues pourrait permettre de prédire la relative stabilité de l'azote ammoniacal au cours du stockage.

Nitrites-Nitrates (N-NO₂/NO₃)

De la même façon que l'azote ammoniacal, les teneurs en nitrites-nitrates obtenues tout au long du stockage ont permis de construire le Tableau 25 et la Figure 13. Bien que la limite de détection de la méthode soit de 121 mg/kg b.s., les données inférieures à cette valeur sont représentées dans la Figure 13 afin de mieux illustrer l'évolution temporelle des nitrates.

À la suite de l'oxydation de la matière organique en conditions aérobies, il y a formation d'intermédiaires tels que les nitrates, les sulfates et l'anhydride carbonique (Prescott *et al.*, 1995). Lorsque les conditions du milieu deviennent anoxiques, les microorganismes anaérobies facultatifs peuvent utiliser les nitrates comme accepteur d'électrons et le transformer en N₂, N₂O ou NH₄⁺ (Maier *et al.*, 2000). Ce processus est appelé la dénitrification.

Tableau 25 Teneur en nitrites-nitrates (N-NO₂/NO₃) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	134	15	11	
	IS - 20 semaines	599	105	18	347
	IV - 20 semaines	673	75	11	403
	EV - 20 semaines	478	101	21	257
CH	0 semaines	578	72	13	
	IS - 20 semaines	224	18	8	-61
	IV - 20 semaines	347	14	4	-40
	EV - 20 semaines	187	19	10	-68
AE	0 semaines	142	5	4	
	IS - 20 semaines	< 121			
	IV - 20 semaines	322	11	3	127
	EV - 20 semaines	140	23	16	-1
M2	0 semaines	< 121			
	IS - 20 semaines	445	107	24	725
	IV - 20 semaines	< 121	12	21	3
	EV - 20 semaines	367	19	5	580
M4	0 semaines	< 121			
	IS - 20 semaines	284	29	10	498
	IV - 20 semaines	< 121			
	EV - 20 semaines	199	19	9	320
M7	0 semaines	304	10	3	
	IS - 20 semaines	222	42	19	-27
	IV - 20 semaines	202	16	8	-34
	EV - 20 semaines	652	84	13	114
S4	0 semaines	< 121			
	IS - 20 semaines	611	20	3	1 030
	IV - 20 semaines	600	40	7	1 010
	EV - 20 semaines	349	34	10	548
S7	0 semaines	203	12	6	
	IS - 20 semaines	612	39	6	201
	IV - 20 semaines	220	3	1	8
	EV - 20 semaines	262	25	10	29

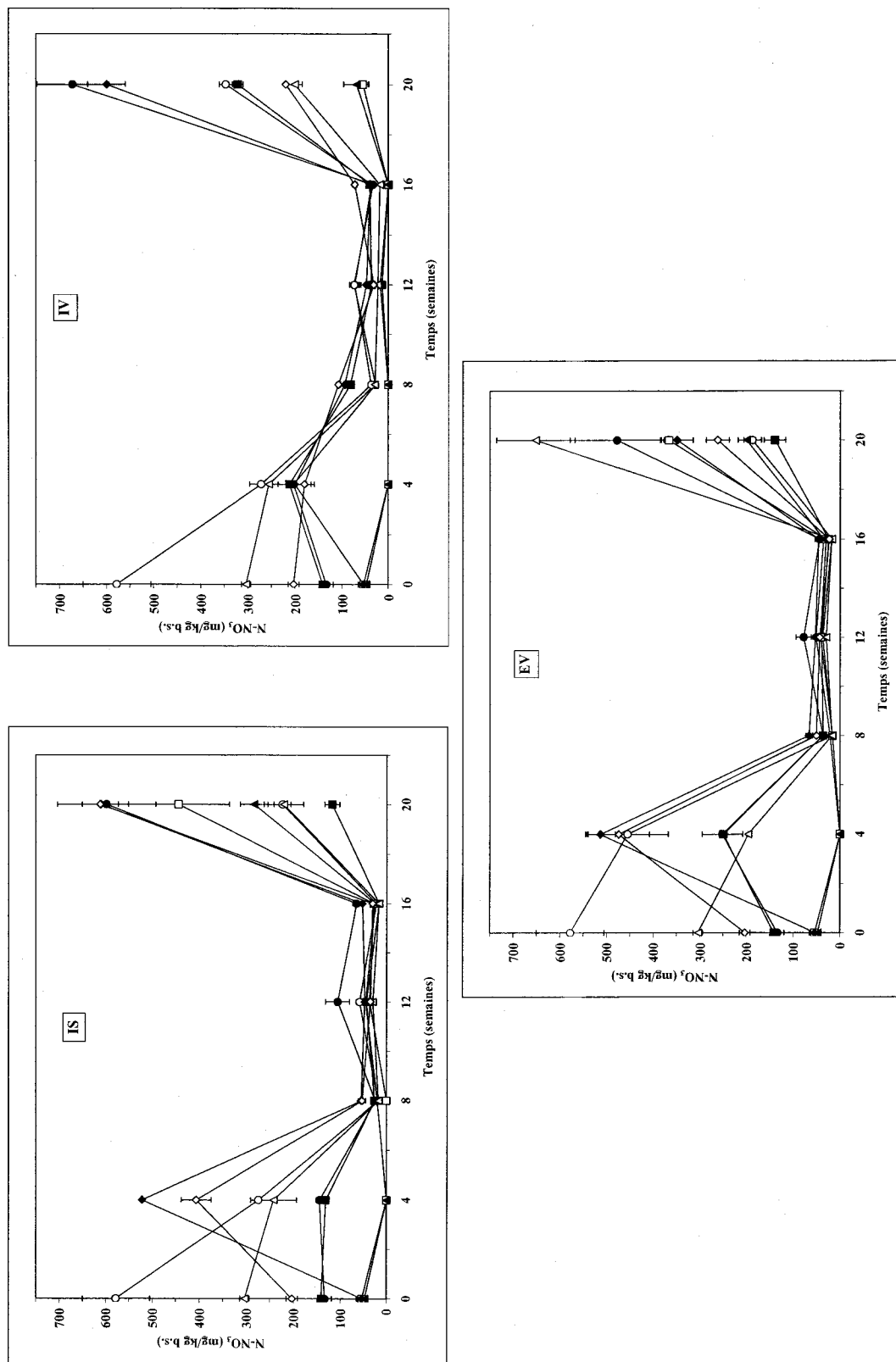


Figure 13 Évolution temporelle de la teneur en nitrites-nitrates (N-NO₂/NO₃) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

La quantité de nitrates par rapport à l'ammoniac ou à l'azote total Kjeldahl est en premier lieu très faible. De plus, le mode d'entreposage ou le traitement des boues n'a vraisemblablement pas d'impacts notables sur le comportement des nitrates au cours des semaines. Harvey et Leclerc (1990) ont eux aussi noté que les concentrations en nitrites et nitrates demeuraient en deçà de la limite de détection des appareils tout au long de l'entreposage. On ne remarque pas de tendance à la hausse ou à la baisse entre le début et la fin de l'entreposage dans ce projet et c'est pourquoi il faut décortiquer les cinétiques afin d'en faire ressortir les variations. Dans les boues stockées selon les trois conditions, on constate une diminution globale de la quantité de nitrates entre les semaines 0 et 8, probablement causée par l'établissement des conditions anaérobies causant la dénitrification. L'absence de nitrates dans les eaux de percolation (voir Figure 27 et Tableau 58) permet également de relier l'absence de nitrates aux conditions anaérobies, car ils ne se sont pas solubilisés.

Toutefois, tout comme l'azote ammoniacal, il y a remontée des nitrates entre la 16^e et la 20^e semaine, même en conditions de stockage IV. Il ne pouvait y avoir de nitrates avant cette période, car ceux-ci sont formés à partir de l'azote ammoniacal qui était faiblement concentré dans les boues à la 16^e semaine. La présence de nitrates est donc possible. Par ailleurs, les nitrates ne peuvent être générés en anaérobiose, conditions présentes dans les boues stockées, et il n'est pas possible de prétendre à une succession de population dans ce cas-ci. On peut par ailleurs penser que l'augmentation de la surface de boues stockées en contact avec l'air a augmenté, ce qui a pu favoriser la nitrification dans ces zones. En effet, les prises d'échantillons ont occasionné un brassage, la formation de trous dans la masse de boues stockées ainsi qu'une diminution de cette masse (voir Annexe 1), augmentant ainsi la surface en contact avec l'air. L'échantillon récolté étant composé de carottes prises sur toute la profondeur de la boue échantillonnée, il est possible qu'il y ait nitrification même si le milieu est anaérobie comme l'indique le POR très bas (Tableau 21).

Azote Kjeldahl (N-NTK)

L'azote total Kjeldahl représente la quantité d'azote organique et d'azote ammoniacal, et a été analysé au début et après 20 semaines de stockage. Les résultats sont présentés dans le Tableau 26 et à la Figure 14.

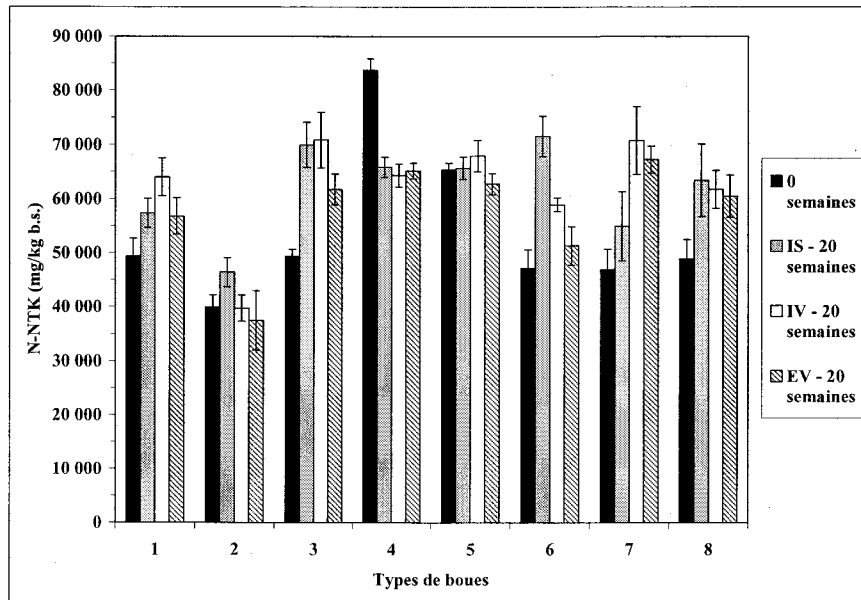


Figure 14

Teneur en azote total Kjeldahl (N-NTK) (mg/kg b.s.) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

Tableau 26 Teneur en azote total Kjeldahl (N-NTK) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	49 300	3 320	7	
	IS - 20 semaines	57 300	2 670	5	16
	IV - 20 semaines	64 000	3 470	5	30
	EV - 20 semaines	56 800	3 380	6	15
CH	0 semaines	39 900	2 320	6	
	IS - 20 semaines	46 400	2 700	6	16
	IV - 20 semaines	39 800	2 410	6	0
	EV - 20 semaines	37 500	5 520	15	-6
AE	0 semaines	49 300	1 280	3	
	IS - 20 semaines	69 900	4 160	6	42
	IV - 20 semaines	70 800	5 130	7	44
	EV - 20 semaines	61 800	2 840	5	25
M2	0 semaines	83 800	2 170	3	
	IS - 20 semaines	65 800	1 840	3	-21
	IV - 20 semaines	64 300	2 100	3	-23
	EV - 20 semaines	65 200	1 440	2	-22
M4	0 semaines	65 300	1 260	2	
	IS - 20 semaines	65 700	2 040	3	1
	IV - 20 semaines	67 900	2 900	4	4
	EV - 20 semaines	62 800	1 950	3	-4
M7	0 semaines	47 200	3 380	7	
	IS - 20 semaines	71 500	3 730	5	52
	IV - 20 semaines	58 900	1 260	2	25
	EV - 20 semaines	51 300	3 550	7	9
S4	0 semaines	46 900	3 770	8	
	IS - 20 semaines	54 900	6 420	12	17
	IV - 20 semaines	70 800	6 250	9	51
	EV - 20 semaines	67 300	2 480	4	43
S7	0 semaines	48 800	3 610	7	
	IS - 20 semaines	63 400	6 660	11	30
	IV - 20 semaines	61 800	3 470	6	26
	EV - 20 semaines	60 500	3 900	6	24

L'étendue de la variation des teneurs en N-NTK ne se chevauchant pas entre le début et la fin de l'entreposage, il est possible de dire que les teneurs ont augmenté pour la plupart des boues (CO, CH-IS, AE, M7-IS et IV, S4-IV et EV, S7). Ces augmentations demeurent par contre d'une faible intensité. Comme il y a dégradation de la matière organique contenue dans les boues, l'azote organique devrait être métabolisé en azote ammoniacal, et vice-versa dans une plus faible mesure, mais ce phénomène ne devrait pas causer d'augmentation de l'azote total NTK. De plus, l'azote ammoniacal est un produit qui peut se volatiliser et donc, engendrer une diminution des N-NTK. Baron *et al.* (1989) ont d'ailleurs noté une diminution de l'azote NTK plus prononcée en période estivale (30%) qu'en période hivernale (15%) attribuable selon eux à l'évaporation du NH₃. Les résultats montrant tout le contraire dans la majorité des cas, on peut alors prétendre à la fixation de l'azote atmosphérique dans les boues. Certaines bactéries hétérotrophes ou autotrophes, anaérobies stricts ou facultatifs, sont d'ailleurs aptes à le faire (Maier *et al.*, 2000) et comme les boues étaient en contact avec l'air, cette hypothèse pourrait expliquer l'augmentation des N-NTK. Le genre *Bacillus* peut d'ailleurs fixer l'azote et survivre à des pH avoisinant 8,0-8,5 (Prescott *et al.*, 1995) comme celui que l'on retrouve à la fin du stockage. De plus, la présence d'oxygène dans les boues au début de l'entreposage a pu engendrer la nitrification et ainsi causer de plus faibles teneurs en azote total NTK à la semaine 0.

Dans un seul cas, celui de la boue M2, les résultats font état d'une diminution entre l'azote total NTK au début de l'entreposage et à la fin. Après le traitement Metix, les boues sont à pH 2, ce qui empêche la volatilisation de l'azote ammoniacal comme cela peut se produire dans les autres types de boues dont le pH est plus élevé. Une plus haute teneur en azote total NTK peut ainsi être enregistrée dans une telle boue au début de l'entreposage. Par la suite, la minéralisation de la matière azotée engendre la formation d'azote ammoniacal pouvant être volatilisé ou nitrifié, dans une moindre mesure, et une diminution de l'azote total NTK peut survenir. Dans ce cas-ci aussi, le bas pH ne favorise pas l'établissement des bactéries fixatrices d'azote.

La concentration en azote total NTK est plus faible dans le cas des boues CH, car celles-ci ont été en quelque sorte «diluées» en raison de la méthode de chaulage et en voici l'explication. Le traitement de chaulage appliqué à la boue non traitée (que l'on peut comparer à la boue CO au temps 0) a été réalisé en ajoutant 450 g de chaux vive à 20 kg de boues à environ 12,4% de ST.

Donc, selon le calcul suivant, environ 18% (p/p) de la masse des boues CH est composée de chaux et non de la matière organique que constitue la boue, comparativement à environ 2,5% et 10,7% pour les boues M4 et M7, respectivement.

$$20\,000\text{g} \times 12,4\% \text{ de } ST = 2\,480\text{g sec de boue}$$

$$\frac{450\text{g de chaux}}{2480\text{g sec de boue}} \approx 18\%$$

La boue CH contient donc moins de matière organique que les autres types de boues pour une masse sèche donnée et donc, moins d'azote organique (sur une base sèche)

À partir des teneurs en N-NTK et N-NH₄, il est possible de calculer un rapport entre les deux afin de déterminer approximativement la teneur en azote organique contenue dans les boues. En effet, l'azote NTK représente la quantité d'azote sous forme organique et ammoniacal. Donc si le rapport N-NH₄/N-NTK est faible, il est possible de dire que l'azote des boues est majoritairement organique, tandis que s'il est élevé, c'est l'azote ammoniacal qui est en plus grande quantité dans la boue. Le Tableau 27 montre l'évolution de ce rapport entre le début et la fin du stockage en fonction des types de boues.

La tendance du Tableau 27 montre clairement une augmentation de plus de 68% du ratio N-NH₄/N-NTK au cours du stockage. Ce phénomène a également été étudié par Baron *et al.* (1989), lesquels ont observé le passage de l'azote sous forme organique à une forme minérale (notamment sous forme d'ammoniaque). Les teneurs en azote ammoniacal notées tout au long de l'entreposage (Figure 12) viennent appuyer cette affirmation. Globalement, on peut dire qu'il n'y a pas de grandes variations de l'azote total Kjeldahl, tout comme le mentionnent Harvey et Leclerc (1990), mais une variation respective des teneurs en azote organique et ammoniacal suite à la dégradation de la matière organique est observée. Si les teneurs en N-NTK avaient été suivies tout au long du stockage, leur évolution aurait pu être reliée à celle de N-NH₄ pour déterminer à quel moment la minéralisation de l'azote se déroule.

Azote total

La teneur totale en azote contenue dans les boues a été déterminée au début et à la fin du stockage des boues et les résultats sont présentés à la Figure 15 et au Tableau 28.

Tableau 27 Rapport N-NH₄/N-NTK dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Rapport	Variation (%)
CO	0 semaines	5,7	
	IS - 20 semaines	27,0	375
	IV - 20 semaines	21,2	274
	EV - 20 semaines	27,0	374
CH	0 semaines	5,6	
	IS - 20 semaines	21,1	273
	IV - 20 semaines	19,3	242
	EV - 20 semaines	21,7	284
AE	0 semaines	0,3	
	IS - 20 semaines	1,0	233
	IV - 20 semaines	11,9	4 030
	EV - 20 semaines	2,5	771
M2	0 semaines	2,0	
	IS - 20 semaines	26,7	1 210
	IV - 20 semaines	3,4	68
	EV - 20 semaines	27,8	1 270
M4	0 semaines	2,3	
	IS - 20 semaines	23,9	959
	IV - 20 semaines	11,6	414
	EV - 20 semaines	24,7	995
M7	0 semaines	3,0	
	IS - 20 semaines	23,6	686
	IV - 20 semaines	19,3	545
	EV - 20 semaines	13,2	342
S4	0 semaines	2,5	
	IS - 20 semaines	29,8	1090
	IV - 20 semaines	25,7	926
	EV - 20 semaines	26,0	938
S7	0 semaines	6,4	
	IS - 20 semaines	29,6	361
	IV - 20 semaines	25,4	295
	EV - 20 semaines	16,0	149

Tableau 28 Teneur en azote (%) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (%)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	4,51	0,85	18,8	
	IS - 20 semaines	2,49	0,10	3,8	-45
	IV - 20 semaines	3,27	0,09	2,9	-28
	EV - 20 semaines	2,74	0,10	3,7	-39
CH	0 semaines	3,04	0,33	11,0	
	IS - 20 semaines	2,55	0,11	4,1	-16
	IV - 20 semaines	2,44	0,16	6,7	-20
	EV - 20 semaines	2,37	0,12	5,0	-22
AE	0 semaines	4,24	0,05	1,1	
	IS - 20 semaines	4,25	0,16	3,7	0
	IV - 20 semaines	4,49	0,16	3,6	6
	EV - 20 semaines	4,17	0,11	2,6	-2
M2	0 semaines	5,18	0,00	0,1	
	IS - 20 semaines	3,53	0,03	0,9	-32
	IV - 20 semaines	4,02	0,54	13,4	-22
	EV - 20 semaines	3,59	0,62	17,2	-31
M4	0 semaines	4,78	0,03	0,6	
	IS - 20 semaines	3,34	0,05	1,4	-30
	IV - 20 semaines	4,46	0,09	2,0	-7
	EV - 20 semaines	3,20	0,06	1,8	-33
M7	0 semaines	4,23	0,09	2,0	
	IS - 20 semaines	3,94	0,09	2,2	-7
	IV - 20 semaines	3,43	0,07	2,1	-19
	EV - 20 semaines	3,21	0,11	3,4	-24
S4	0 semaines	5,12	0,11	2,2	
	IS - 20 semaines	2,74	0,18	6,6	-46
	IV - 20 semaines	3,52	0,18	5,1	-31
	EV - 20 semaines	2,67	0,15	5,6	-48
S7	0 semaines	4,24	0,10	2,5	
	IS - 20 semaines	2,74	0,11	4,1	-35
	IV - 20 semaines	3,27	0,14	4,2	-23
	EV - 20 semaines	3,24	0,06	1,8	-23

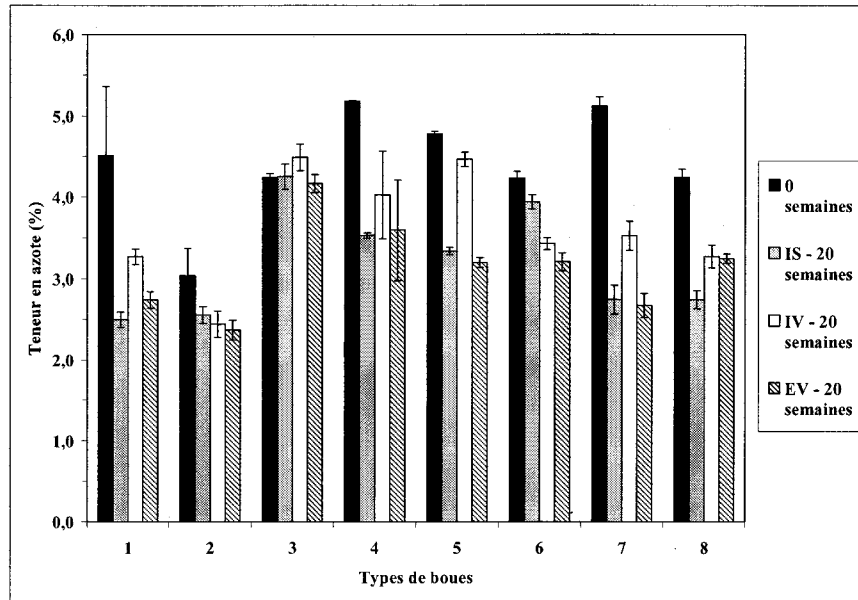


Figure 15 Teneur en azote (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

À l'exception des boues AE, l'étendue de la variation des données enregistrées montre que le stockage entraîne la diminution du pourcentage d'azote dans les boues, indépendamment des conditions de stockage (IS, IV, ou EV) ou du type de traitement préalable appliqué aux boues avant stockage. Cette diminution est probablement le résultat de la minéralisation de l'azote lors de la dégradation de la matière organique qui passe d'une forme organique et majoritairement particulaire, donc retrouvée dans la masse sèche, à une forme soluble dans l'eau ou volatile et qui est ainsi perdue lors du séchage avant l'analyse au HNCS. Encore une fois ici, le pourcentage d'azote est plus faible en moyenne dans les boues CH que dans les autres types de boues et ceci est attribuable à l'effet de «dilution» par la chaux explicité à la section précédente.

5.2.2.3. Carbone et ratio C/N

Cette section renferme les résultats concernant l'évolution du pourcentage de carbone (Tableau 29 et Figure 16) et du ratio carbone/azote (Tableau 29 et Figure 17) contenus dans les boues.

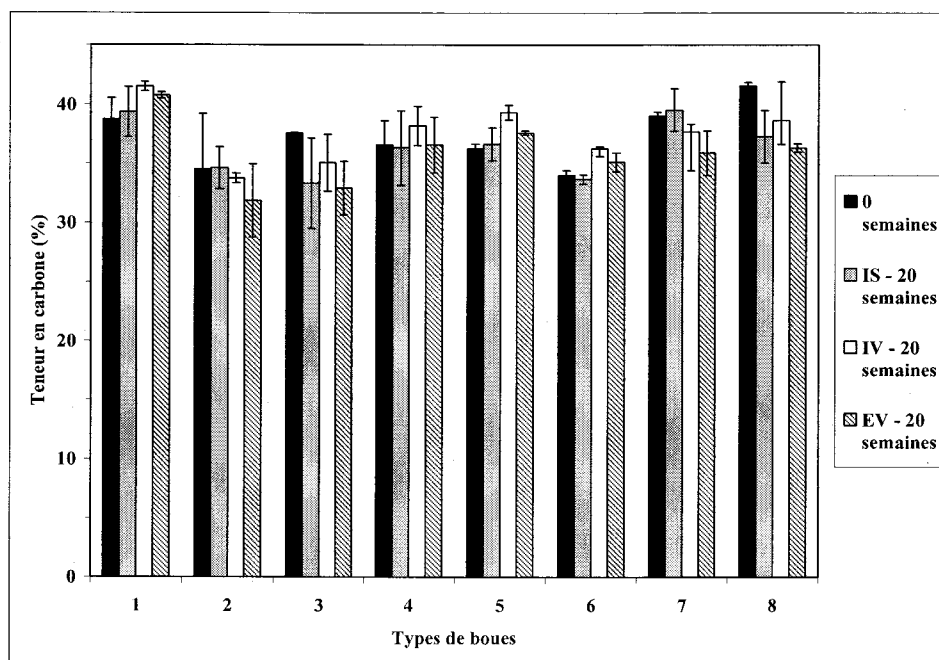


Figure 16 Teneur en carbone (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

Tableau 29 Pourcentage de carbone (%) et ratio C/N dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (%)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Ratio C/N	Variation du ratio (%) ^a
CO	0 semaines	38,7	1,8	4,7		8,6	
	IS - 20 semaines	39,3	2,1	5,4	1,6	15,8	84
	IV - 20 semaines	41,5	0,4	1,0	7,2	12,7	48
	EV - 20 semaines	40,8	0,3	0,7	5,3	14,9	73
CH	0 semaines	34,5	4,7	13,6		11,4	
	IS - 20 semaines	34,6	1,8	5,1	0,3	13,6	19
	IV - 20 semaines	33,8	0,4	1,2	-2,2	13,8	22
	EV - 20 semaines	31,8	3,1	9,7	-7,7	13,4	18
AE	0 semaines	37,5	0,1	0,2		8,8	
	IS - 20 semaines	33,3	3,8	11,5	-11,2	7,8	-11
	IV - 20 semaines	35,1	2,4	6,9	-6,6	7,8	-12
	EV - 20 semaines	32,9	2,3	6,9	-12,3	7,9	-11
M2	0 semaines	36,5	2,1	5,7		7,0	
	IS - 20 semaines	36,3	3,2	8,7	-0,6	10,3	46
	IV - 20 semaines	38,2	1,7	4,4	4,5	9,5	35
	EV - 20 semaines	36,6	2,4	6,4	0,1	10,2	44
M4	0 semaines	36,2	0,4	1,2		7,6	
	IS - 20 semaines	36,6	1,4	3,8	1,1	11,0	45
	IV - 20 semaines	39,3	0,6	1,6	8,5	8,8	16
	EV - 20 semaines	37,6	0,2	0,5	3,7	11,8	55
M7	0 semaines	34,0	0,4	1,3		8,0	
	IS - 20 semaines	33,7	0,4	1,2	-0,9	8,5	6
	IV - 20 semaines	36,2	0,7	1,8	6,6	10,6	32
	EV - 20 semaines	35,1	0,8	2,2	3,3	10,9	36
S4	0 semaines	39,0	0,3	0,8		7,6	
	IS - 20 semaines	39,5	1,8	4,5	1,3	14,4	89
	IV - 20 semaines	37,7	3,3	8,7	-3,5	10,7	40
	EV - 20 semaines	35,9	1,9	5,2	-8,1	13,4	76
S7	0 semaines	41,5	0,3	0,7		9,8	
	IS - 20 semaines	37,3	2,2	5,9	-10,3	13,6	39
	IV - 20 semaines	38,6	2,0	5,2	-7,0	11,8	21
	EV - 20 semaines	36,3	0,4	1,0	-12,6	11,2	14

^a Cette variation correspond à celle entre le rapport C :N de la semaine 0 et celui de la semaine 20.

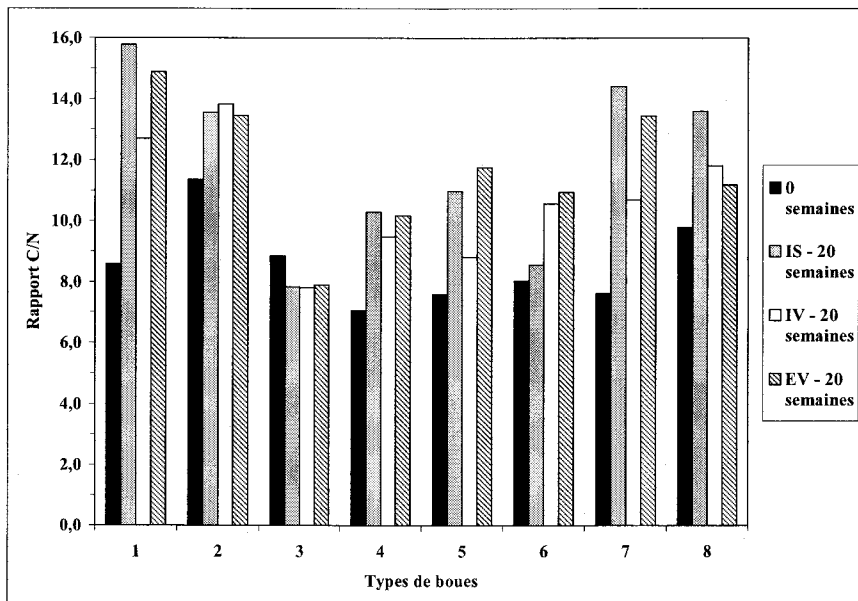


Figure 17 Ratio carbone/azote (C/N) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

Selon les résultats présentés au Tableau 29, on constate que les teneurs en carbone dans les boues demeurent relativement stables entre le début et la fin du stockage. Le mode d'entreposage et le type de traitement des boues ne semblent pas non plus avoir d'effets sur l'évolution du pourcentage de carbone. Des modifications dans les formes de carbone sont peut-être survenues, comme par exemple l'assimilation de la cellulose par les bactéries, mais il y a eu très peu de variation dans la quantité totale.

Le Tableau 29 et la Figure 17 illustrent les variations dans le ratio carbone/azote contenu dans les boues. Dans toutes les boues sauf la boue AE, il y a augmentation du rapport C/N entre les semaines 0 et 20, et cette élévation est de l'ordre de 6 à 89%. Les plus fortes variations s'observent dans les boues CO, S4 et Metix. Cependant, les étendues de variation ne permettent de conclure à la différence des moyennes que dans la moitié de ces cas environ. Les pourcentages en azote représentés dans le Tableau 28 indiquent une diminution de la teneur en azote pour la même période sauf en ce qui a trait aux boues AE stockées sous les conditions IS et

EV. Donc s'il y a diminution de la quantité d'azote (voir le Tableau 28) et stabilité de la composition des boues en carbone, il est logique de constater une augmentation du ratio C/N. Ce rapport, qui demeure en-dessous de 20/1, favorisera ainsi la libération d'azote ammoniacal lors de la dégradation des composés azotés tel que mentionné dans la section consacrée à l'azote ammoniacal.

Plus particulièrement, la diminution du rapport C/N dans le cas de la boue AE peut être expliquée de plusieurs façons. Pour qu'il y ait diminution du ratio, c'est soit la teneur en carbone qui est réduite au cours du temps, soit c'est le pourcentage azote qui augmente. Le Tableau 28 montre qu'il y a une augmentation du pourcentage d'azote dans les boues AE stockées sous les conditions IV tandis que le Tableau 29 indique une baisse dans les teneurs en carbone des boues AE stockées sous les conditions IS et EV. Ces variations expliquent ainsi la diminution du rapport C/N. Toutefois, il est important de s'interroger sur les causes de la diminution de la teneur en carbone dans les boues AE-IS et EV. La stabilisation aérobie des boues AE avant le stockage n'a pas permis de diminuer de façon considérable la matière organique (présente sous forme de solides volatils, SV) de façon à rencontrer les critères d'une digestion aérobie (voir le Tableau 12). Par ailleurs, il y a eu une forte activité microbienne dans cette boue, comme le démontrent les analyses du TCO et des BHA (Tableaux 55 et 52). Cela suggère donc qu'il y a eu davantage de minéralisation de la matière organique en CO₂ qui s'échappe dans l'air que dans les autres types de boues et ceci peut fournir une explication concernant la diminution de la teneur en carbone dans les boues AE.

5.2.2.4. Phosphore

Cette section renferme les analyses de deux formes de phosphore. Les concentrations résiduelles d'orthophosphates (P-PO₄) sont illustrées au Tableau 30 et à la Figure 18, alors que celles relatives au P_{tot} analysé à l'ICP-AES et à la suite des extractions Mehlich3 sont présentées au Tableau 31. Les données correspondant aux teneurs en P-PO₄ dans les boues à la 4^e semaine de stockage ne sont pas disponibles.

Tableau 30 Teneur en phosphates (P-PO₄) (mg/kg b.s.) des boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	774	89	11	
	IS - 20 semaines	1 280	28	2	66
	IV - 20 semaines	941	103	11	21
	EV - 20 semaines	1 150	61	5	49
CH	0 semaines	35	15	42	
	IS - 20 semaines	183	12	7	421
	IV - 20 semaines	130	7	6	271
	EV - 20 semaines	124	14	12	253
AE	0 semaines	< 30			
	IS - 20 semaines	223	24	11	
	IV - 20 semaines	344	29	8	
	EV - 20 semaines	341	40	12	
M2	0 semaines	< 30			
	IS - 20 semaines	340	60	18	
	IV - 20 semaines	34	6	18	
	EV - 20 semaines	353	59	17	
M4	0 semaines	< 30			
	IS - 20 semaines	116	11	9	
	IV - 20 semaines	35	3	8	
	EV - 20 semaines	65	9	14	
M7	0 semaines	< 30			
	IS - 20 semaines	120	4	3	
	IV - 20 semaines	95	12	13	
	EV - 20 semaines	60	4	6	
S4	0 semaines	229	8	4	
	IS - 20 semaines	1 910	154	8	737
	IV - 20 semaines	1 690	120	7	641
	EV - 20 semaines	1 340	121	9	486
S7	0 semaines	< 30			
	IS - 20 semaines	318	10	3	
	IV - 20 semaines	519	86	16	
	EV - 20 semaines	113	2	2	

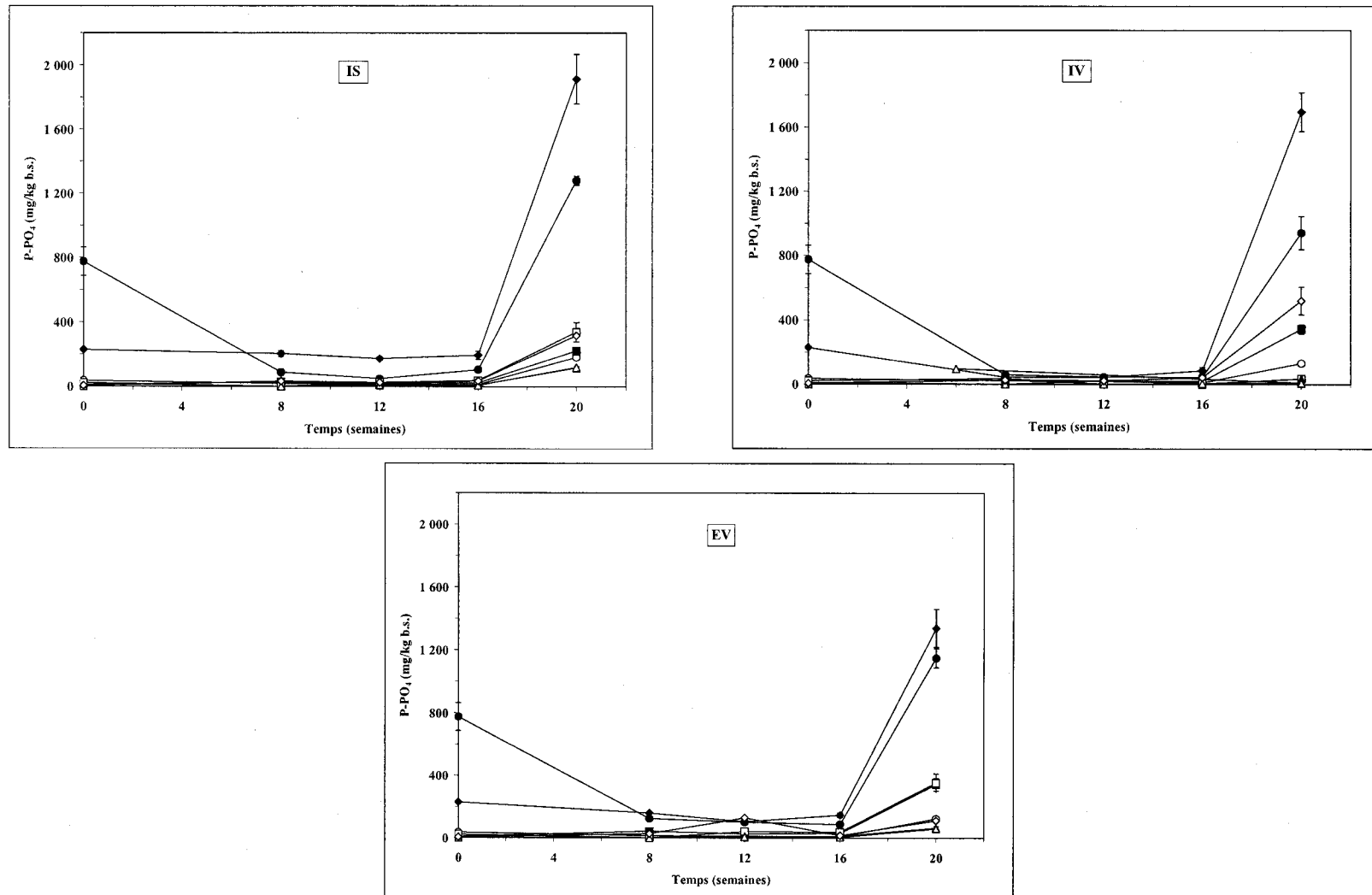


Figure 18 Évolution temporelle de la teneur en phosphates (P-PO₄) (mg/kg b.s.) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Peu importe le type de boue ou le mode de stockage, les résultats du Tableau 30 et de la Figure 18 démontrent que les teneurs en P-PO₄ demeurent faibles tout au long du stockage et augmentent entre la 16^e et la 20^e semaine. Les résultats des analyses des teneurs en Al, Ca et Fe (Tableaux 40, 35 et 42), montrent que les boues de la station d'épuration des eaux usées de la base militaire de Valcartier sont chargées en ces trois éléments. Ceux-ci possédant une forte capacité à former des précipités avec les phosphates (Bliefert et Perraud, 2001; Stumm et Morgan, 1996), il est logique de retrouver peu de phosphore sous forme soluble dans les boues. La précipitation peut alors avoir un effet «masquant» la solubilisation du phosphore. Dans des sols alcalins, que l'on pourrait comparer dans ce cas-ci aux boues entreposées, les phosphates ont plus tendance à précipiter avec le calcium (Bliefert et Perraud, 2001).

Les résultats illustrent également une remontée de la teneur en P-PO₄ entre les 16^e et 20^e semaines. L'étendue de la variation entre la semaine 0 et la semaine 20 permet effectivement de conclure à la différence des moyennes calculées au début et à la fin de l'entreposage, sauf dans le cas de la boue CO stockée en conditions IV. Tout comme c'est le cas pour la remontée de l'azote ammoniacal, il est possible que cette augmentation soit due à une succession de population microbienne qui dégrade la matière organique. De plus, la libération du phosphore organique et/ou particulaire par la lyse des cellules mortes peut engendrer une augmentation des teneurs en phosphates analysées. En effet, l'accumulation de déchets métaboliques, qui peut être supposée par l'allure de la courbe de croissance des BHA en fonction du temps (Figure 20), engendre une augmentation du taux de mortalité des microorganismes, générant ainsi une libération de phosphore dans le liquide interstitiel des boues.

Les teneurs en P_{tot} répertoriées dans le Tableau 31 ne permettent pas de faire ressortir une tendance au cours du stockage. Il y a certes une variation entre les valeurs mesurées au temps 0 et à la 20^e semaine dans les différentes boues étudiées, étendue de variation à l'appui. En revnache, il est impossible de conclure à l'augmentation ou à la diminution des teneurs en P_{tot} si les boues sont comparées en fonction du mode de stockage. Il est donc raisonnable de penser que, globalement, les quantités de P_{tot} demeurent relativement stables au cours de l'entreposage. Il peut y avoir des modifications de la forme de phosphore, bien que les teneurs en phosphates demeurent faibles tout au long de l'entreposage, mais la teneur en P_{tot} reste sensiblement la même. C'est d'ailleurs ce que Baron *et al.* (1989) et Harvey et Leclerc (1990) ont noté. Ces

derniers ont mesuré des teneurs moyennes en P_{tot} de l'ordre de 26,6 g/kg MS au cours de l'entreposage, ce qui se rapproche de la moyenne de 22,5 g/kg MS observée au cours de ce projet. Par contre, en considérant les types de traitement des boues, on remarque une hausse du P_{tot} dans les boues AE, M7, S4 et S7, une baisse dans la boue CO et une quasi stabilité dans les boues CH, M2 et M4. Des explications concernant ces tendances seront fournies à la section 5.2.2.6, car des phénomènes semblables se produisent en ce qui a trait aux teneurs en métaux et autres nutriments.

La méthode d'extraction Mehlich3 permet de déplacer les cations échangeables majeurs, tels le K, Ca, Mg et le S, et mineurs, de même que le phosphore assimilable par un sol. De cette façon, il est possible d'évaluer le potentiel de disponibilité d'un élément pour les végétaux. Le Tableau 31 montre que le phosphore extrait par la méthode Mehlich3 représente en moyenne 19,8% du phosphore extrait lors des digestions partielles. Il est ainsi possible de dire qu'environ 20% du phosphore contenu dans les boues est sous une forme facilement disponible pour les plantes. On remarque également qu'il n'y a pas de tendance à la hausse ou à la baisse entre le début du stockage et la 20^e semaine, et que les boues se comportent de la même manière, indépendamment du mode d'entreposage.

5.2.2.5. Soufre

Sont présentés dans cette section les pourcentages en soufre des boues au temps 0 et à la fin de l'entreposage (Tableau 32 et Figure 19), ainsi que les concentrations de S_{tot} en mg/kg b.s. obtenues à la suite des digestions partielles ou des extractions Mehlich3 pour la même période (Tableau 33).

Tableau 31 Teneur en phosphore (P_{tot}) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO_3 ou Mehlich3 dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	HNO_3				Mehlich3				Mehlich3 / HNO_3 (%)
		Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	
CO	0 semaines	19 200	399	2		7 360	501	7		38,4
	IS - 20 semaines	14 200	1 350	10	-26	4 510	655	15	-39	31,8
	IV - 20 semaines	10 700	1 660	15	-44	2 460	1 590	65	-67	22,9
	EV - 20 semaines	12 300	838	7	-36	3 600	825	23	-51	29,1
CH	0 semaines	16 800	1 420	8		5 230	744	14		31,1
	IS - 20 semaines	14 400	315	2	-14	1 620	276	17	-69	11,2
	IV - 20 semaines	17 500	1 720	10	4	2 570	577	22	-51	14,7
	EV - 20 semaines	19 700	2 910	15	17	4 460	238	5	-15	22,7
AE	0 semaines	13 600	596	4		6 010	569	9		44,1
	IS - 20 semaines	36 500	4 350	12	168	9 410	1 700	18	57	25,8
	IV - 20 semaines	32 700	1 790	5	140	8 790	584	7	46	26,9
	EV - 20 semaines	31 100	9 970	32	128	7 820	329	4	30	25,2
M2	0 semaines	25 000	728	3		3 640	120	3		14,6
	IS - 20 semaines	17 500	1 690	10	-30	3 360	326	10	-8	19,2
	IV - 20 semaines	21 200	3 720	18	-15	877	242	28	-76	4,1
	EV - 20 semaines	25 600	2 530	10	3	2 920	115	4	-20	11,4
M4	0 semaines	23 300	1 260	5		2 590	42	2		11,1
	IS - 20 semaines	24 400	3 530	14	5	2 250	105	5	-13	9,2
	IV - 20 semaines	4 540	1 090	24	-81	1 570	149	10	-40	34,5
	EV - 20 semaines	22 900	3 420	15	-2	1 940	390	20	-25	8,5
M7	0 semaines	21 200	550	3		1 460	66	4		6,9
	IS - 20 semaines	29 600	1 230	4	40	2 710	232	9	85	9,2
	IV - 20 semaines	22 900	781	3	8	2 160	207	10	48	9,4
	EV - 20 semaines	27 900	746	3	32	2 490	76	3	70	8,9
S4	0 semaines	19 600	362	2		3 950	227	6		20,1
	IS - 20 semaines	26 700	1 910	7	36	7 560	494	7	91	28,3
	IV - 20 semaines	25 300	286	1	29	6 960	1 480	21	76	27,5
	EV - 20 semaines	30 000	6 480	22	53	5 910	589	10	50	19,7
S7	0 semaines	19 600	416	2		3 400	196	6		17,3
	IS - 20 semaines	32 600	2 160	7	66	5 830	946	16	72	17,9
	IV - 20 semaines	26 000	834	3	33	4 380	874	20	29	16,8
	EV - 20 semaines	34 798	1 350	4	77	5 750	173	3	69	16,5

Tableau 32 Pourcentage de soufre (%) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (%)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	0,56	0,05	9	
	IS - 20 semaines	0,64	0,13	20	15,6
	IV - 20 semaines	0,66	0,02	3	17,8
	EV - 20 semaines	0,70	0,02	3	26,1
CH	0 semaines	0,55	0,08	15	
	IS - 20 semaines	0,55	0,24	42	1,1
	IV - 20 semaines	0,47	0,02	5	-14,9
	EV - 20 semaines	0,73	0,18	25	33,9
AE	0 semaines	0,55	0,01	2	
	IS - 20 semaines	0,66	0,11	16	19,5
	IV - 20 semaines	0,64	0,11	18	15,7
	EV - 20 semaines	0,76	0,18	23	38,2
M2	0 semaines	0,97	0,03	3	
	IS - 20 semaines	0,71	0,09	13	-26,9
	IV - 20 semaines	0,81	0,17	21	-16,2
	EV - 20 semaines	0,80	0,16	20	-16,9
M4	0 semaines	0,91	0,02	2	
	IS - 20 semaines	0,76	0,15	21	-16,7
	IV - 20 semaines	0,90	0,02	2	-0,4
	EV - 20 semaines	0,77	0,08	10	-14,7
M7	0 semaines	0,87	0,04	5	
	IS - 20 semaines	0,84	0,03	4	-2,4
	IV - 20 semaines	0,70	0,01	1	-19,4
	EV - 20 semaines	0,77	0,03	4	-11,0
S4	0 semaines	0,72	0,09	13	
	IS - 20 semaines	0,72	0,12	17	-0,1
	IV - 20 semaines	0,73	0,07	9	0,8
	EV - 20 semaines	0,71	0,10	15	-2,3
S7	0 semaines	0,66	0,02	2	
	IS - 20 semaines	0,92	0,25	27	40,1
	IV - 20 semaines	0,76	0,05	7	15,8
	EV - 20 semaines	0,83	0,02	2	25,7

Tableau 33 Teneur en soufre (S) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ ou Mehlich3 dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	HNO ₃				Mehlich3				Mehlich3 /HNO ₃ (%)
		Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	
CO	0 semaines	5 930	351	6		490	59	12		8,3
	IS - 20 semaines	4 160	214	5	-30	1 340	25	2	173	32,2
	IV - 20 semaines	3 530	458	13	-40	1 080	201	19	119	30,4
	EV - 20 semaines	4 200	181	4	-29	1 340	77	6	172	31,8
CH	0 semaines	4 640	256	6		1 520	154	10		32,8
	IS - 20 semaines	3 940	323	8	-15	1 040	232	22	-31	26,5
	IV - 20 semaines	3 980	668	17	-14	1 170	65	6	-23	29,4
	EV - 20 semaines	5 920	751	13	28	1 070	72	7	-30	18,1
AE	0 semaines	2 670	105	4		586	69	12		22,0
	IS - 20 semaines	6 830	852	12	156	1 070	162	15	83	15,7
	IV - 20 semaines	6 370	198	3	138	1 020	106	10	74	16,0
	EV - 20 semaines	7 440	500	7	179	1 090	142	13	86	14,7
M2	0 semaines	12 900	526	4		6 040	252	4		46,8
	IS - 20 semaines	7 170	994	14	-44	1 500	246	16	-75	21,0
	IV - 20 semaines	8 740	1 470	17	-32	3 380	604	18	-44	38,7
	EV - 20 semaines	10 700	393	4	-17	1 650	63	4	-73	15,5
M4	0 semaines	11 900	361	3		5 740	210	4		48,1
	IS - 20 semaines	10 300	1 280	12	-13	1 050	66	6	-82	10,2
	IV - 20 semaines	5 910	598	10	-50	3 450	234	7	-40	58,3
	EV - 20 semaines	10 100	2 110	21	-15	1 530	86	6	-73	15,2
M7	0 semaines	9 950	377	4		4 350	288	7		43,7
	IS - 20 semaines	12 000	520	4	21	729	2	0,2	-83	6,1
	IV - 20 semaines	8 490	213	3	-15	1 590	126	8	-63	18,8
	EV - 20 semaines	10 400	220	2	5	962	80	8	-78	9,2
S4	0 semaines	6 730	92	1		1 230	61	5		18,2
	IS - 20 semaines	8 690	364	4	29	1 270	47	4	3	14,6
	IV - 20 semaines	8 260	68	0,8	23	1 830	370	20	50	22,2
	EV - 20 semaines	10 100	735	7	49	1 520	78	5	24	15,1
S7	0 semaines	6 130	227	4		1 140	51	4		18,5
	IS - 20 semaines	9 340	280	3	52	1 160	202	17	2	12,5
	IV - 20 semaines	7 590	255	3	24	1 360	84	6	19	17,9
	EV - 20 semaines	9 160	173	2	49	1 030	32	3	-10	11,2

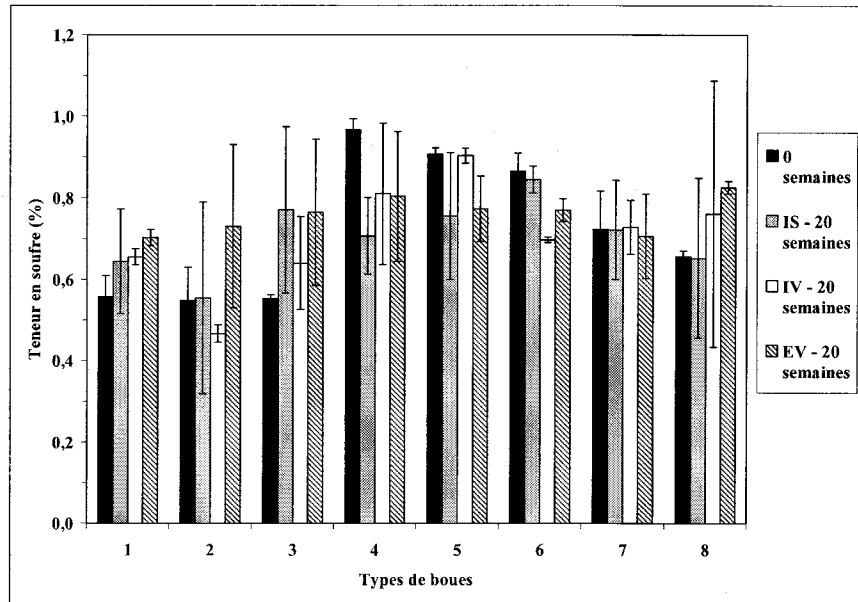


Figure 19 Teneur en soufre (%) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

Les teneurs initiales en soufre (6,13 à 12,9 kg/kg b.s.) mesurées dans les boues (M2, M4, M7, S4 et S7) ayant subi un traitement préalable d'oxydation sont plus importantes que celles (2,67 à 5,93) enregistrées dans les boues non traitées (CO et CH) ou digérées aérobie (AE). En fait, les fortes teneurs en soufre mesurées dans les boues M2, M4, M7, S4 et S7 sont dues à l'ajout d'acide sulfurique dans les boues lors du traitement d'oxydation initialement imposé à ces boues. En revanche, les concentrations résiduelles de soufre mesurées pendant la période de stockage des boues n'indiquent pas systématiquement de tendance à la hausse ou à la baisse et ce, peu importe les conditions de stockage employées (IS, IV, ou EV) ou le type de traitement (procédé Metix ou Stabiox) préalable imposé aux boues avant stockage. Cependant, comme les étendues de variation sont grandes et se chevauchent entre les données du début et de la fin de l'entreposage, les moyennes ne sont donc pas statistiquement différentes. Le cycle du soufre permet le passage du soufre organique aux sulfures (H_2S), qui peuvent ensuite être oxydés en soufre élémentaire (S^0), puis en sulfates (SO_4). Ces derniers peuvent par la suite être incorporés dans les réactions anaboliques pour reformer du soufre organique (Prescott *et al.*, 1995). Ce cycle est possible autant en conditions aérobies qu'en conditions anaérobies. Le pourcentage total de soufre mesuré dans les boues demeure cependant stable malgré cette modification

structurelle du soufre au cours du stockage (passage du soufre organique au soufre minéral). Tout comme c'est le cas pour les données relatives au pourcentage de soufre dans les boues, le Tableau 33 ne montre pas de tendance globale claire à l'augmentation ou à la diminution de la concentration de soufre en fonction de la méthode d'extraction et des conditions de stockage imposées. Cependant, si l'on considère chaque type de boue plus particulièrement, on remarque que les teneurs en soufre et en phosphore total obtenues à la suite d'une digestion partielle se comportent sensiblement de la même façon : elles s'accroissent dans les boues AE, S4 et S7, décroissent dans le cas de CO, et M2 et demeurent quasi stables dans les boues et CH, M4 et M7. Dans la plupart des cas, l'étendue de la variation des résultats permet de confirmer ces allégations relatives à l'évolution des teneurs en soufre et en phosphore. Il est à noter également que la plus forte augmentation est observée dans la boue AE. Comme il se produit sensiblement les mêmes phénomènes en ce qui a trait au soufre et aux autres métaux et nutriments mesurés dans les boues, l'explication de ceux-ci sera étayée à la section suivante.

Comme il l'a été mentionné à la section précédente, la méthode d'extraction Mehlich3 permet de déplacer les cations échangeables majeurs, tels le K, Ca, Mg et le S, et mineurs, de même que le phosphore assimilable par un sol. Il est donc possible d'évaluer le potentiel de disponibilité d'un élément pour les végétaux en calculant le ratio du soufre extrait par cette méthode sur le soufre total extrait par digestion partielle. Les extractions Mehlich3 permettent de montrer que le soufre présent dans les boues est disponible dans une proportion moyenne de 23,1% (moyenne des ratios Mehlich3/Digestion partielle calculés au Tableau 33) peu importe le type de boue ou le mode d'entreposage. Les boues M2 et M4 renferment d'ailleurs des proportions de soufre disponible au-delà de 30%. Encore une fois ici, la plus forte augmentation dans les teneurs a été enregistrée dans la boue AE. En considérant les concentrations mesurées (%) au cours de l'entreposage, il n'est pas possible de déceler une tendance générale à l'augmentation ou à la diminution. Par ailleurs, sauf dans le cas de la boue CO, les résultats indiquent une diminution dans la quantité de soufre assimilable par rapport à la teneur extraite par digestion partielle. Les formes de soufre dans les boues semblent donc passer d'une forme plus disponible pour la croissance de microorganismes et des végétaux à une forme non disponible. Cela peut s'expliquer par le fait que la forme réduite du soufre, le H₂S ou les groupes SH dans la matière organique, peut avoir été utilisée et transformée en soufre élémentaire ou en

sulfates moins disponibles (Prescott *et al.*, 1995) au cours de la dégradation de la matière organique qui s'est produite dans les boues.

5.2.2.6. Métaux et nutriments extraits par digestion partielle au HNO_3

La présente section est consacrée aux résultats d'analyse des métaux et des nutriments à la suite d'une digestion partielle au HNO_3 et ceux-ci sont présentés à l'Annexe 2 (Tableaux 50 à 77). Les teneurs en arsenic (As) et en bore (B) analysées à la suite d'une digestion étaient pour la plupart inférieures à la limite de détection de la méthode et ce, au début et à la fin de la période de stockage. Ces deux éléments ne sont donc pas considérés lors de l'analyse.

Afin de déterminer si les solides se sont concentrés au fil des semaines d'entreposage, les rapports entre la masse résiduelle d'un métal peu susceptible de se solubiliser dans les eaux de percolation véritablement enregistrée après 20 semaines, et la masse que l'on devrait théoriquement retrouver à la fin du stockage (selon ce qu'on retrouve dans les eaux de percolation) ont été calculés. Les métaux utilisés pour calculer ces rapports sont l'Al, le Fe, le Cu et le Zn (voir Annexe 3). À partir des quatre rapports calculés, un rapport moyen a été obtenu pour chaque type de boue, appelé facteur de concentration, et ceux-ci sont indiqués au Tableau 34. Ces rapports permettent d'estimer la perte en solides due à la digestion de la matière organique dans les boues, soit le facteur de concentration des solides des boues, et peuvent par conséquent fournir une explication concernant l'augmentation des teneurs en métaux ou en nutriments dans les boues. Les formules suivantes expliquent le raisonnement suivi pour calculer les rapports :

$$A - B = C \qquad \frac{D}{C} = E$$

Moyenne des E = Facteur de concentration des solides dans les boues

Où :

- A Masse de Al, Fe, Cu ou Zn dans la boue au début du stockage;
- B Masse de Al, Fe, Cu ou Zn dans les eaux de percolation (somme de tous les échantillonnages);
- C Masse de Al, Fe, Cu ou Zn théoriquement retrouvée dans la boue si aucun échantillon n'avait été prélevé;
- D Masse de Al, Fe, Cu ou Zn mesurée dans les boues à la fin de l'entreposage;
- E Facteur de concentration (F.C.) des boues pour un élément, soit Al, Fe, Cu ou Zn.

Le Tableau 35 fait état des tendances observées dans les différentes boues en fonction de l'élément analysé et ce, tous modes de stockage confondus (IS, IV ou EV). Par exemple, une augmentation des teneurs en Al a été observée entre le début et la fin de la période d'entreposage dans les boues AE, M7, S4 et S7, tandis qu'une diminution de la concentration en Al a été enregistrée dans les boues CO et M2.

Tableau 34 Facteur de concentration moyen des solides dans les boues^a en fonction du type de traitement des boues et du mode de stockage

Boues	Stockage	F.C. moyen	Écart type
CO	IS	0,75	0,03
	IV	0,64	0,10
	EV	0,70	0,04
CH	IS	0,89	0,00
	IV	0,95	0,08
	EV	1,25	0,06
AE	IS	2,71	0,05
	IV	2,40	0,04
	EV	2,86	0,05
M2	IS	0,71	0,05
	IV	0,74	0,03
	EV	0,93	0,08
M4	IS	1,05	0,04
	IV	0,50	0,24
	EV	0,96	0,02
M7	IS	1,34	0,05
	IV	1,04	0,03
	EV	1,26	0,02
S4	IS	1,42	0,03
	IV	1,37	0,06
	EV	1,73	0,10
7	IS	1,71	0,05
	IV	1,33	0,01
	EV	1,75	0,02

^a Les facteurs de concentration moyens sont issus de la moyenne entre les F.C. calculés pour l'Al, le Fe, le Cu et le Zn.

Les teneurs en Ca obtenues par digestion partielle et inscrites dans le Tableau 64 illustrent tout d'abord des valeurs plus élevées dans les boues ayant subi un traitement ou un ajustement du pH à la chaux (Ca(OH)₂ ou CaO). Plus il y a eu de chaux ajoutée à la boue avant le stockage (M4 < S7 < M7 < CH), plus les teneurs en Ca enregistrées dans les boues au cours de l'entreposage sont fortes. La boue chaulée en contient donc plus que les boues Metix ou Stabiox. Concernant ces deux modes de traitement, plus le pH était ajusté près de la neutralité, plus une grande quantité de chaux était ajoutée et plus la teneur enregistrée au cours des analyses est élevée. La boue M2 contient donc moins de Ca que la boue M4 et celle-ci, moins que la boue M7. Ce même

phénomène se produit entre les boues S4 et S7, cette dernière contenant plus de chaux que la boue S4 vu son pH ajusté à une valeur plus élevée.

Tableau 35 Tendances observées entre le début et la fin de l'entreposage dans les teneurs en métaux ou en nutriments mesurées à la suite d'une digestion partielle au HNO₃ en fonction des types de boues, tous modes de stockage confondus (IS, IV ou EV)

Éléments mesurés	Augmentation ^a	Diminution ^a	Variable ^b
Al	AE-M7-S4-S7	CO-M2	CH-M4
Ba	AE-M7-S4-S7	CO	CH-M2-M4
Ca	AE-M7-S4-S7	CO-M2-M4	CH
Cd	AE-M7-S4-S7	CO-M2-M4	CH
Co	AE-S4-S7	CO-M2	CH-M4-M7
Cr	AE-M7-S4-S7	CO-M2	CH-M4
Cu	AE-M7-S4-S7	CO-M2	CH-M4
Fe	AE-M7-S4-S7	CO-M2-M4	CH
K	AE-M4-M7-S4-S7	CO	CH-M2
Mg	AE-M7-S4-S7	CO-M2-M4	CH
Mn	AE-M7-S4-S7	CO-M2-M4	CH
Mo	AE-S4-S7	CO	CH-M2-M4-M7
Na	AE-S4-S7	CO-CH-M2-M4-M7	-
Ni	AE-S7	-	CO-CH-M2-M4-M7-S4
P	AE-M7-S4-S7	CO	CH-M2-M4
Pb	AE-M2-M7-S4-S7	CO	CH-M4
S	AE-S4-S7	CO-M2	CH-M4-M7
Zn	AE-M7-S4-S7	CO-M2	CH-M4

^a Ces tendances sont obtenues en ne considérant que les valeurs dont l'étendue de variation permet de conclure à une différence des moyennes entre les valeurs au début et à la fin de l'entreposage.

^b Variable signifie que la tendance n'est pas la même dans les trois modes d'entreposage.

Comme le montre le Tableau 35, les mêmes tendances s'observent pour la très grande majorité des éléments pour un même type de boue. Les résultats peuvent donc être traités globalement. Le mode d'entreposage ne semble pas avoir d'effets sur la mobilité des éléments dans les boues alors les résultats seront traités tous modes de stockage confondus.

En considérant l'étendue de la variation entre les teneurs en nutriments obtenues par digestion partielle dans les boues au début et à la fin du stockage, on constate que les moyennes

sont différentes dans la très grande majorité des cas. On remarque dans la plupart des cas une diminution de teneurs en métaux et nutriments entre la semaine 0 et la semaine 20 dans les boues CO et M2, tandis qu'il y a un accroissement dans les boues AE, M7, S4 et S7 et une relative stabilité dans le cas de CH et M4. De plus, l'augmentation la plus importante a été enregistrée dans la boue AE. L'explication de ces tendances se retrouve dans le Tableau 34. Les facteurs de concentration calculés permettent de déterminer, avec l'aide des masses de métaux faiblement solubles dans les conditions d'entreposage du présent projet, l'intensité de la digestion des boues pendant le stockage. En effet, plus le F.C. est élevé, plus les métaux se sont concentrés dans les solides au cours des semaines. Comme aucun ajout en métal n'a été effectué, la concentration d'un métal est fort probablement due à la diminution des solides dans les boues. La digestion de la matière organique entraîne donc la perte de solides par la minéralisation et ainsi, la concentration des métaux dans la boue. Suivant les données présentées au Tableau 34, on remarque que les facteurs de concentration suivent cet ordre : $AE > S7 > S4 > M7 > CH > M4 > M2 > CO$, les plus forts F.C. étant enregistrés dans la boue AE. Les boues où les métaux et nutriments se concentrent le plus ensuite sont les boues S7, suivies de S4 et de M7, faits qui viennent appuyer la majorité des observations notées dans le Tableau 35.

Pour un élément donné, un F.C. inférieur à 1 signifie une perte de cet élément dans la boue et, théoriquement, une augmentation de sa concentration dans les eaux de percolation. En revanche, un facteur de concentration supérieur à 1 traduit certes une perte d'eau dans la boue sans entraînement de l'élément considéré dans les eaux de percolation et donc, une concentration de l'élément dans la boue. Suivant la logique du calcul du F.C. présenté précédemment, si le taux de concentration est < 1 , ceci est attribuable à une concentration théorique des métaux utilisés pour faire les calculs plus élevée que la concentration résiduelle mesurée. On peut donc supposer que les teneurs en métaux mesurées à la fin du stockage dans les boues ayant un F.C. inférieur à 1 sont plus faibles que celles attendues selon les teneurs mesurées dans les eaux de percolation associées. Les métaux ne s'étant pas concentrés dans ces eaux comme on aurait pu s'y attendre (voir Annexe 3), l'interprétation de la diminution des teneurs en métaux dans les boues demeure en suspens. On peut cependant dire que plus le taux de concentration de la boue décroît en-deçà de 1, plus la tendance est à la diminution (comme dans le cas des boues CO et M2) en ce qui a trait aux concentrations en métaux et nutriments, en passant par une période d'instabilité (boues CH et M4).

Selon le Tableau 7, les boues étudiées sont pour la plupart conformes aux normes québécoises C1 du Ministère de l'environnement du Québec (Charbonneau *et al.*, 2001 ; Environnement Québec, 2004), aux normes américaines (USEPA, 1995) et aux normes européennes (Matthews, 2001) en ce qui a trait aux métaux suivants : As, Ba, Cd, Co, Cr, Ni, Pb et Zn. Concernant le Cu, les boues rencontrent aussi les critères américains et de l'Union européenne, mais les normes québécoises C2 cette fois. Les teneurs en Mo, qui s'échelonnent de 30 à 153 mg/kg b.s., sont toutefois trop élevées pour atteindre l'ensemble des normes québécoises relatées au Tableau 7. En fonction du classement des boues au niveau des critères O et P (voir la section 1.2.2), les boues pourront être valorisées (Environnement Québec, 2004). Le procédé Metix-AC ayant prouvé son efficacité pour l'enlèvement du Cu et du Zn (Beauchesne, 2003), on peut affirmer que ce mode de traitement qui a été appliqué aux boues de la présente étude n'a pas permis de rencontrer les rendements proposés à la suite de l'optimisation du procédé. Le traitement Metix-AC (boues M2, M4 et M7) a en effet été appliqué pendant une durée de 18 h au lieu d'une durée de 2 à 4 heures et ceci a pu influencer sur la performance du procédé. Ainsi, seulement 34% environ du Cu a été solubilisé et enlevé des boues, comparativement au 53% attendu. Cependant, les teneurs en métaux toxiques (As, Ba, Cd, Co, Cr, Ni, Pb) permettent d'affirmer que les boues rencontrent les critères C1 (Tableau 7) et ce, même dans la boue CO, soit avant tout traitement de décontamination.

5.2.2.7. Métaux et nutriments extraits par la méthode Mehlich3

Les Tableaux 36 à 44 font état des teneurs en nutriments mesurées à la suite d'une extraction Mehlich3. Une comparaison entre les teneurs mesurées à la suite d'une digestion partielle au HNO₃ et celles obtenues par Mehlich3 est aussi consignée dans chacun des tableaux. Les concentrations en Na au début de l'entreposage ne sont pas disponibles. Il faut toutefois interpréter ces résultats avec réserve parce qu'aucun contrôle n'a été utilisé afin d'évaluer la capacité d'extraction des éléments par la méthode Mehlich3 dans une matrice de boues d'épuration.

Tableau 36 Teneur en aluminium (Al) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	3 210	187	6		83,7
	IS - 20 semaines	1 380	177	13	-57	47,3
	IV - 20 semaines	949	672	71	-70	32,3
	EV - 20 semaines	1 230	232	19	-62	44,9
CH	0 semaines	508	40	8		16,1
	IS - 20 semaines	418	73	17	-18	15,0
	IV - 20 semaines	386	68	18	-24	13,4
	EV - 20 semaines	1 110	41	4	118	28,9
AE	0 semaines	2 930	379	13		123
	IS - 20 semaines	3 440	454	13	17	53,3
	IV - 20 semaines	3 010	422	14	3	53,7
	EV - 20 semaines	2 320	27	1	-21	34,8
M2	0 semaines	2 670	130	5		66,9
	IS - 20 semaines	1 010	59	6	-62	36,7
	IV - 20 semaines	1 300	279	22	-51	45,0
	EV - 20 semaines	2 050	46	2	-23	52,5
M4	0 semaines	2 350	43	2		63,4
	IS - 20 semaines	2 100	186	9	-11	55,3
	IV - 20 semaines	1 720	143	8	-27	79,7
	EV - 20 semaines	1 810	248	14	-23	52,0
M7	0 semaines	589	68	12		17,7
	IS - 20 semaines	520	95	18	-12	11,7
	IV - 20 semaines	687	37	5	17	19,6
	EV - 20 semaines	766	163	21	30	18,1
S4	0 semaines	2 680	164	6		74,0
	IS - 20 semaines	1 830	114	6	-32	36,1
	IV - 20 semaines	2 210	525	24	-17	44,2
	EV - 20 semaines	1 820	228	13	-32	29,2
S7	0 semaines	1 600	244	15		45,2
	IS - 20 semaines	1 680	48	3	5	28,0
	IV - 20 semaines	1 500	84	6	-6	31,6
	EV - 20 semaines	2 010	72	4	26	32,9

Tableau 37 Teneur en calcium (Ca) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	5 000	285	6		91,3
	IS - 20 semaines	1 870	389	21	-63	43,7
	IV - 20 semaines	1 120	856	77	-78	35,5
	EV - 20 semaines	1 530	342	22	-69	39,8
CH	0 semaines	54 800	3 880	7		79,0
	IS - 20 semaines	10 500	792	8	-81	21,6
	IV - 20 semaines	24 100	4610	19	-56	38,5
	EV - 20 semaines	28 700	1840	6	-48	29,6
AE	0 semaines	7 970	973	12		166
	IS - 20 semaines	7 820	502	6	-2	70,1
	IV - 20 semaines	7 160	1140	16	-10	59,6
	EV - 20 semaines	5 080	72	1	-36	43,9
M2	0 semaines	3 190	190	6		113
	IS - 20 semaines	412	69	17	-87	27,1
	IV - 20 semaines	1 100	266	24	-66	62,2
	EV - 20 semaines	1 080	83	8	-66	49,0
M4	0 semaines	14 100	553	4		113
	IS - 20 semaines	5 490	595	11	-61	64,5
	IV - 20 semaines	4 720	316	7	-67	96,6
	EV - 20 semaines	4 410	485	11	-69	46,8
M7	0 semaines	29 610	1 910	6		99,4
	IS - 20 semaines	11 700	434	4	-60	26,4
	IV - 20 semaines	14 100	1210	9	-52	39,9
	EV - 20 semaines	12 200	1400	12	-59	32,8
S4	0 semaines	2 950	158	5		87,4
	IS - 20 semaines	1 600	96	6	-46	34,3
	IV - 20 semaines	1 900	511	27	-36	47,8
	EV - 20 semaines	1 660	218	13	-44	30,1
S7	0 semaines	16 400	660	4		85,3
	IS - 20 semaines	14 700	1970	13	-10	46,2
	IV - 20 semaines	11 800	724	6	-28	46,2
	EV - 20 semaines	17 200	361	2	4	51,0

Tableau 38 Teneur en cuivre (Cu) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	0,2	0,2	121		0,04
	IS - 20 semaines	3,2	3,6	111	1 745	1,02
	IV - 20 semaines	8,1			4 522	3,04
	EV - 20 semaines	5,1	6,4	124	2 812	1,67
CH	0 semaines	0,9	0,2	24		0,28
	IS - 20 semaines	0,4			-55	0,14
	IV - 20 semaines	2,2	0,3	14	147	0,76
	EV - 20 semaines	0,4	0,1	15	-52	0,10
AE	0 semaines	7,6	0,8	10		2,87
	IS - 20 semaines	0,2			-97	0,03
	IV - 20 semaines	0,8	0,2	32	-90	0,12
	EV - 20 semaines	6,3	8,6	137	-17	0,83
M2	0 semaines	56,2	4,8	9		20,3
	IS - 20 semaines	1,0	0,2	20	-98	0,50
	IV - 20 semaines	9,8	1,8	18	-82	4,90
	EV - 20 semaines	1,3	0,1	7	-98	0,50
M4	0 semaines	42,4	0,8	2		16,9
	IS - 20 semaines	1,2	0,0	3	-97	0,45
	IV - 20 semaines	3,9	0,5	13	-91	2,08
	EV - 20 semaines	1,3	0,0	2	-97	0,54
M7	0 semaines	11,1	2,4	22		4,90
	IS - 20 semaines	1,2	0,3	25	-89	0,41
	IV - 20 semaines	1,0	0,1	10	-91	0,42
	EV - 20 semaines	1,0	0,1	14	-91	0,35
S4	0 semaines	5,4	0,7	14		1,28
	IS - 20 semaines	4,3	1,1	26	-20	0,71
	IV - 20 semaines	2,0	0,9	47	-62	0,35
	EV - 20 semaines	2,2	0,2	8	-59	0,29
S7	0 semaines	1,6	0,4	26		0,38
	IS - 20 semaines	2,6	0,8	29	66	0,37
	IV - 20 semaines	1,0	0,3	26	-34	0,19
	EV - 20 semaines	2,2	0,9	41	40	0,31

Tableau 39 Teneur en fer (Fe) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	16 900	1 030	6		44,1
	IS - 20 semaines	10 500	1 630	16	-38	38,2
	IV - 20 semaines	1 910	1 350	71	-89	9,6
	EV - 20 semaines	7 720	1 730	22	-54	31,5
CH	0 semaines	12 300	1 540	13		36,2
	IS - 20 semaines	3 900	394	10	-68	13,0
	IV - 20 semaines	6 340	1 340	21	-48	17,6
	EV - 20 semaines	10 300	431	4	-16	25,7
AE	0 semaines	12 400	1 270	10		46,0
	IS - 20 semaines	23 100	3 950	17	87	32,5
	IV - 20 semaines	21 000	1 470	7	70	33,0
	EV - 20 semaines	17 900	718	4	45	22,9
M2	0 semaines	24 400	1 060	4		35,9
	IS - 20 semaines	10 100	233	2	-59	23,2
	IV - 20 semaines	9 960	2 280	23	-59	19,0
	EV - 20 semaines	13 700	394	3	-44	21,1
M4	0 semaines	18 300	338	2		28,9
	IS - 20 semaines	14 300	1 360	10	-22	22,8
	IV - 20 semaines	8 900	816	9	-51	77,2
	EV - 20 semaines	12 200	432	4	-33	20,3
M7	0 semaines	7 770	27	0		13,7
	IS - 20 semaines	13 000	921	7	67	16,4
	IV - 20 semaines	14 300	1 420	10	84	23,6
	EV - 20 semaines	11 200	1 310	12	44	15,5
S4	0 semaines	8 730	180	2		23,0
	IS - 20 semaines	13 000	1 540	12	49	24,8
	IV - 20 semaines	12 900	2 910	23	47	26,6
	EV - 20 semaines	10 700	1 470	14	22	17,7
S7	0 semaines	7 480	487	7		20,2
	IS - 20 semaines	11 200	1 900	17	50	18,3
	IV - 20 semaines	8 400	1 660	20	12	17,1
	EV - 20 semaines	12 00	478	4	60	18,3

Tableau 40 Teneur en potassium (K) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	741	43	5,8		33,2
	IS - 20 semaines	676	119	17,7	-9	39,7
	IV - 20 semaines	478	71	14,9	-35	24,9
	EV - 20 semaines	488	81	16,6	-34	28,0
CH	0 semaines	645	48	7,4		35,1
	IS - 20 semaines	331	20	6,2	-49	18,3
	IV - 20 semaines	440	61	13,7	-32	22,1
	EV - 20 semaines	468	16	3,5	-28	26,9
AE	0 semaines	1 010	157	15,5		92,8
	IS - 20 semaines	1 200	80	6,7	18	45,2
	IV - 20 semaines	1 000	123	12,3	-1	37,6
	EV - 20 semaines	829	31	3,7	-18	28,0
M2	0 semaines	576	47	8,2		37,9
	IS - 20 semaines	289	19	6,5	-50	19,1
	IV - 20 semaines	405	80	19,8	-30	26,5
	EV - 20 semaines	457	25	5,5	-21	25,6
M4	0 semaines	567	16	2,9		36,0
	IS - 20 semaines	549	38	7,0	-3	26,0
	IV - 20 semaines	532	36	6,8	-6	27,6
	EV - 20 semaines	551	12	2,1	-3	28,6
M7	0 semaines	442	17	3,9		27,5
	IS - 20 semaines	558	18	3,2	26	26,3
	IV - 20 semaines	457	32	6,9	3	22,7
	EV - 20 semaines	344	22	6,3	-22	15,8
S4	0 semaines	538	31	5,8		33,5
	IS - 20 semaines	621	2	0,4	15	27,7
	IV - 20 semaines	601	98	16,4	12	28,0
	EV - 20 semaines	515	14	2,8	-4	19,4
S7	0 semaines	454	33	7,2		30,0
	IS - 20 semaines	594	84	14,1	31	25,1
	IV - 20 semaines	370	33	9,0	-18	19,7
	EV - 20 semaines	525	20	3,8	16	21,6

Tableau 41 Teneur en magnésium (Mg) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	523	36	7		56,9
	IS - 20 semaines	185	20	11	-65	26,8
	IV - 20 semaines	113	79	70	-78	21,8
	EV - 20 semaines	152	32	21	-71	24,6
CH	0 semaines	643	64	10		63,6
	IS - 20 semaines	152	19	12	-76	18,4
	IV - 20 semaines	242	44	18	-62	27,1
	EV - 20 semaines	410	23	6	-36	34,8
AE	0 semaines	799	98	12		116
	IS - 20 semaines	703	77	11	-12	41,7
	IV - 20 semaines	660	102	15	-17	40,7
	EV - 20 semaines	459	8	2	-42	25,9
M2	0 semaines	442	28	6		52,4
	IS - 20 semaines	74	6	9	-83	13,9
	IV - 20 semaines	149	36	24	-66	25,4
	EV - 20 semaines	181	4	2	-59	23,3
M4	0 semaines	465	20	4		54,9
	IS - 20 semaines	241	20	8	-48	31,5
	IV - 20 semaines	196	14	7	-58	37,7
	EV - 20 semaines	184	24	13	-60	26,0
M7	0 semaines	573	41	7		61,2
	IS - 20 semaines	359	23	6	-37	30,7
	IV - 20 semaines	337	25	7	-41	35,4
	EV - 20 semaines	282	33	12	-51	27,6
S4	0 semaines	376	21	6		47,7
	IS - 20 semaines	218	25	11	-42	21,5
	IV - 20 semaines	240	57	24	-36	25,0
	EV - 20 semaines	206	17	8	-45	16,6
S7	0 semaines	431	26	6		51,3
	IS - 20 semaines	406	88	22	-6	29,6
	IV - 20 semaines	305	33	11	-29	28,4
	EV - 20 semaines	397	16	4	-8	27,8

Tableau 42 Teneur en manganèse (Mn) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	69,9	4,2	6		90,9
	IS - 20 semaines	31,2	4,0	13	-55	50,6
	IV - 20 semaines	17,8	12,0	67	-75	41,9
	EV - 20 semaines	23,7	4,6	20	-66	46,6
CH	0 semaines	93,1	9,1	10		85,7
	IS - 20 semaines	22,1	2,2	10	-76	22,7
	IV - 20 semaines	35,0	6,4	18	-62	36,6
	EV - 20 semaines	59,7	2,1	4	-36	41,1
AE	0 semaines	70,2	9,4	13		131
	IS - 20 semaines	75,6	8,5	11	8	52,9
	IV - 20 semaines	60,2	7,8	13	-14	47,2
	EV - 20 semaines	52,7	0,8	1	-25	34,4
M2	0 semaines	89,2	4,7	5		95,8
	IS - 20 semaines	12,5	0,4	3	-86	22,8
	IV - 20 semaines	34,1	7,5	22	-62	58,4
	EV - 20 semaines	35,2	1,1	3	-61	47,7
M4	0 semaines	78,2	3,7	5		90,7
	IS - 20 semaines	37,7	4,0	11	-52	51,3
	IV - 20 semaines	37,4	2,8	8	-52	83,2
	EV - 20 semaines	29,6	3,7	12	-62	39,7
M7	0 semaines	59,0	4,5	8		70,2
	IS - 20 semaines	43,9	2,2	5	-25	39,4
	IV - 20 semaines	44,6	3,9	9	-24	51,7
	EV - 20 semaines	38,9	5,4	14	-34	38,1
S4	0 semaines	41,0	2,3	6		72,4
	IS - 20 semaines	25,0	2,0	8	-39	32,4
	IV - 20 semaines	28,2	5,9	21	-31	47,3
	EV - 20 semaines	24,4	2,3	9	-40	25,7
S7	0 semaines	37,9	2,0	5		68,7
	IS - 20 semaines	36,4	7,8	21	-4	38,3
	IV - 20 semaines	26,3	1,7	6	-30	35,8
	EV - 20 semaines	33,8	1,1	3	-11	35,1

Tableau 43 Teneur en sodium (Na) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	- ^a	212	6		
	IS - 20 semaines	144	27	19		69,1
	IV - 20 semaines	105				60,3
	EV - 20 semaines	107	19	18		62,4
CH	0 semaines	-	235	7		
	IS - 20 semaines	60	13	22		30,1
	IV - 20 semaines	163	39	24		64,3
	EV - 20 semaines	161	9	5		61,1
AE	0 semaines	-	352	11		
	IS - 20 semaines	374	45	12		75,3
	IV - 20 semaines	334	20	6		74,8
	EV - 20 semaines	241	12	5		47,9
M2	0 semaines	-	289	5		
	IS - 20 semaines	142	3	2		52,9
	IV - 20 semaines	239	58	24		85,3
	EV - 20 semaines	302	13	4		86,2
M4	0 semaines	-	632	10		
	IS - 20 semaines	364	22	6		99,7
	IV - 20 semaines	377	22	6		160
	EV - 20 semaines	342	8	2		121
M7	0 semaines	-	113	3		
	IS - 20 semaines	365	30	8		89,5
	IV - 20 semaines	289	20	7		86,0
	EV - 20 semaines	267	19	7		76,3
S4	0 semaines	-	154	5		
	IS - 20 semaines	274	12	5		78,2
	IV - 20 semaines	487	89	18		146
	EV - 20 semaines	351	77	22		90,1
S7	0 semaines	-	202	8		
	IS - 20 semaines	482	77	16		124
	IV - 20 semaines	420	15	4		147
	EV - 20 semaines	469	37	8		118

^a Données non disponibles.

Tableau 44 Teneur en zinc (Zn) (mg/kg b.s.) extrait selon la méthode Mehlich3, et rapport des teneurs obtenues par Mehlich3 sur celles obtenues par digestion partielle au HNO₃, dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)	Mehlich3/HNO ₃ (%)
CO	0 semaines	137	12	9		33,0
	IS - 20 semaines	58	12	21	-58	17,8
	IV - 20 semaines	29	25	86	-79	11,0
	EV - 20 semaines	69	16	23	-50	23,3
CH	0 semaines	100	21	21		29,7
	IS - 20 semaines	11	3	25	-89	3,7
	IV - 20 semaines	38	8	21	-62	12,3
	EV - 20 semaines	48	1	2	-52	10,9
AE	0 semaines	363	48	13		149
	IS - 20 semaines	117	6	5	-68	17,5
	IV - 20 semaines	202	39	19	-44	34,0
	EV - 20 semaines	80	3	3	-78	11,4
M2	0 semaines	132	8	6		74,6
	IS - 20 semaines	15	2	11	-89	11,6
	IV - 20 semaines	49	11	23	-63	41,5
	EV - 20 semaines	45	1	2	-66	32,6
M4	0 semaines	118	15	13		72,2
	IS - 20 semaines	60	5	9	-50	35,1
	IV - 20 semaines	50	4	8	-58	66,1
	EV - 20 semaines	53	7	13	-55	35,2
M7	0 semaines	76	4	5		46,7
	IS - 20 semaines	46	2	5	-39	22,3
	IV - 20 semaines	52	4	8	-31	32,0
	EV - 20 semaines	44	6	14	-41	22,3
S4	0 semaines	150	11	7		42,4
	IS - 20 semaines	112	10	9	-25	21,8
	IV - 20 semaines	136	31	23	-9	27,7
	EV - 20 semaines	124	7	6	-17	19,4
S7	0 semaines	101	7	7		29,7
	IS - 20 semaines	130	28	22	29	21,7
	IV - 20 semaines	113	15	13	13	25,3
	EV - 20 semaines	142	4	3	40	23,7

Les teneurs en B (bore) en ce qui concerne les extractions Mehlich3 sont au-dessus de la limite de détection de la méthode (LDM) au début de la période d'entreposage pour les boues CO, CH, AE, M2 et M4, tandis qu'elles sont au-dessus de la LDM pour les boues S4 et S7 à la fin du stockage. Ceci veut donc dire qu'il y a une augmentation de la disponibilité du bore pour les boues S4 et S7, une stabilité pour la boue M7 et un déclin pour les boues CO, CH, AE, M2 et M4.

Une fois l'étendue de la variation des valeurs considérée dans les tableaux 36 à 44, les résultats indiquent une diminution des teneurs en nutriments dans la plupart des échantillons de boues étudiées. Par exemple, l'évolution de la concentration de Fe suit les tendances mentionnées à la section précédente, lesquelles sont attribuées au taux de concentration des solides. Le mode d'entreposage ne semble pas ici avoir une influence sur la concentration résiduelle d'éléments inorganiques. Il semble donc y avoir une diminution dans l'ensemble des boues de la teneur en nutriments disponibles. On peut aussi dire que les nutriments sont plus facilement déplaçables (ou entraînés par l'eau de percolation) au début de l'entreposage qu'à la fin. La disponibilité des nutriments est étroitement reliée à leur solubilité dans la phase aqueuse et, la siccité des boues ayant augmenté au fil des semaines, le contenu en eau était plus élevé au début de l'entreposage. En d'autres termes, la quantité d'éléments disponibles est d'autant plus importante que la siccité des boues déshydratées diminue.

En considérant le rapport des nutriments extraits par Mehlich3 sur ceux extraits par digestion partielle, on constate qu'il est plus élevé pour l'ensemble des boues et des modes d'entreposage à la semaine 0. Ceci indique encore une fois que les nutriments présents dans les boues étaient davantage disponibles au début du stockage qu'après 20 semaines et ce, pour des raisons mentionnées dans le paragraphe précédent. En comparant les rapports moyens Mehlich3/HNO₃ pour chacun des éléments considérés, il est possible de dire que le K et le Mg sont un peu plus faiblement disponibles, soit en moyenne de 30 et 36% respectivement, que le Ca, le Mn ou le Na, qui le sont à 60, 54 et 88%. Ce dernier 88% pour le Na est calculé sans les valeurs de la semaine 0. Les résultats montrent également que l'Al est disponible en moyenne à 43%, le Zn à 33%, le Fe à 26% et le Cu à 2% environ (Na > Ca > Mn > Al > Mg > Zn > K > Fe > Cu).

5.2.3. Paramètres biologiques

Sont consignés dans cette section les dénombrements des microorganismes indicateurs, tels les CF, les SF et les salmonelles. On y retrouve également la charge en BHA, ainsi que le TCO dans les boues.

5.2.3.1. Coliformes fécaux

Les CF ont été dénombrés tout au long de l'entreposage et la Figure 20 en représente l'évolution. Le nombre d'UFC par gramme de boue sèche est également indiqué au Tableau 45.

En comparant les types de traitement des boues, il est possible de dire que les conditions dans la boue CH, notamment le pH >12 et la température de 60-70°C pendant le traitement, ont détruit les CF au départ et ceux-ci ne sont pas apparus au cours de l'entreposage. Les CF ont en effet une température optimale de croissance de 37°C, bien que tolérant 45°C, et ne peuvent survivre à des pH au-delà de 9, leur optimum de survie se situant autour de 6,0-7,0 (Prescott *et al.*, 1995). Les traitements Metix et Stabiox ont également permis d'éliminer les CF dû au pH inférieur à la limite de croissance de 4,4 de ces organismes (Prescott *et al.*, 1995), mais ceux-ci ont pu proliférer par la suite au cours du stockage. En effet, ces traitements de décontamination et de stabilisation appliqués aux boues de la présente étude n'étant pas des procédés de digestion de la matière organique, celle-ci est toujours présente dans les boues pendant le stockage. Le milieu peut donc, si les autres conditions environnementales le permettent, soutenir l'apparition des microorganismes pendant le stockage. De plus, l'ajout de chaux dans les boues M4, M7 et S7 a permis de ramener le pH plus près de la neutralité afin de rendre le milieu favorable à la réviviscence des coliformes fécaux lors du stockage. En fait, l'ajout de chaux permet un ajustement du pH autour de la neutralité, ce qui est favorable à une prolifération bactérienne comparativement au milieu acide imposé lors de l'application des procédés Metix et Stabiox. Bien que l'hypothèse de la reviviscence bactérienne soit possible, ce n'est toutefois pas ce qui s'est produit dans les boues Metix et Stabiox comme le montre le tableau 45.

Le traitement de stabilisation aérobie qu'a subi la boue AE a quant à lui permis la prolifération des microorganismes pendant le traitement afin que ceux-ci diminuent la quantité de matière organique des boues et finissent par être éliminés dû au manque de nutriments, à la compétition, à l'accumulation de déchets métaboliques, etc. C'est pour cette raison que l'on

observe de fortes charges bactériennes dans la boue AE avant le stockage et qu'il y a une diminution globale pendant l'entreposage. Par ailleurs, les coliformes fécaux ont été éliminés dans les boues CO (non traitées) dès la 4^e semaine dans des conditions IS, IV et EV, ce qui suggère qu'un simple traitement de stockage peut améliorer la qualité sanitaire ou hygiénique des boues. Cependant, la reprise de l'activité microbienne est également possible dans les boues CO.

Tableau 45 Teneur en coliformes fécaux (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage.

Boues	Stockage	Moyenne (UFC/g)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	$3,4 \times 10^5$	$9,5 \times 10^4$	28	
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			
CH	0 semaines	< 150			
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			
AE	0 semaines	$1,1 \times 10^8$	$3,6 \times 10^7$	32	
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	$3,8 \times 10^6$	$9,0 \times 10^5$	24	-97
	EV - 20 semaines	< 150			
M2	0 semaines	< 150			
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			
M4	0 semaines	< 150			
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			
M7	0 semaines	< 150			
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	$1,7 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$	23	
	EV - 20 semaines	< 150			
S4	0 semaines	< 150			
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			
S7	0 semaines	$1,8 \times 10^7$	$3,1 \times 10^6$	18	
	IS - 20 semaines	< 150			
	IV - 20 semaines	< 150			
	EV - 20 semaines	< 150			

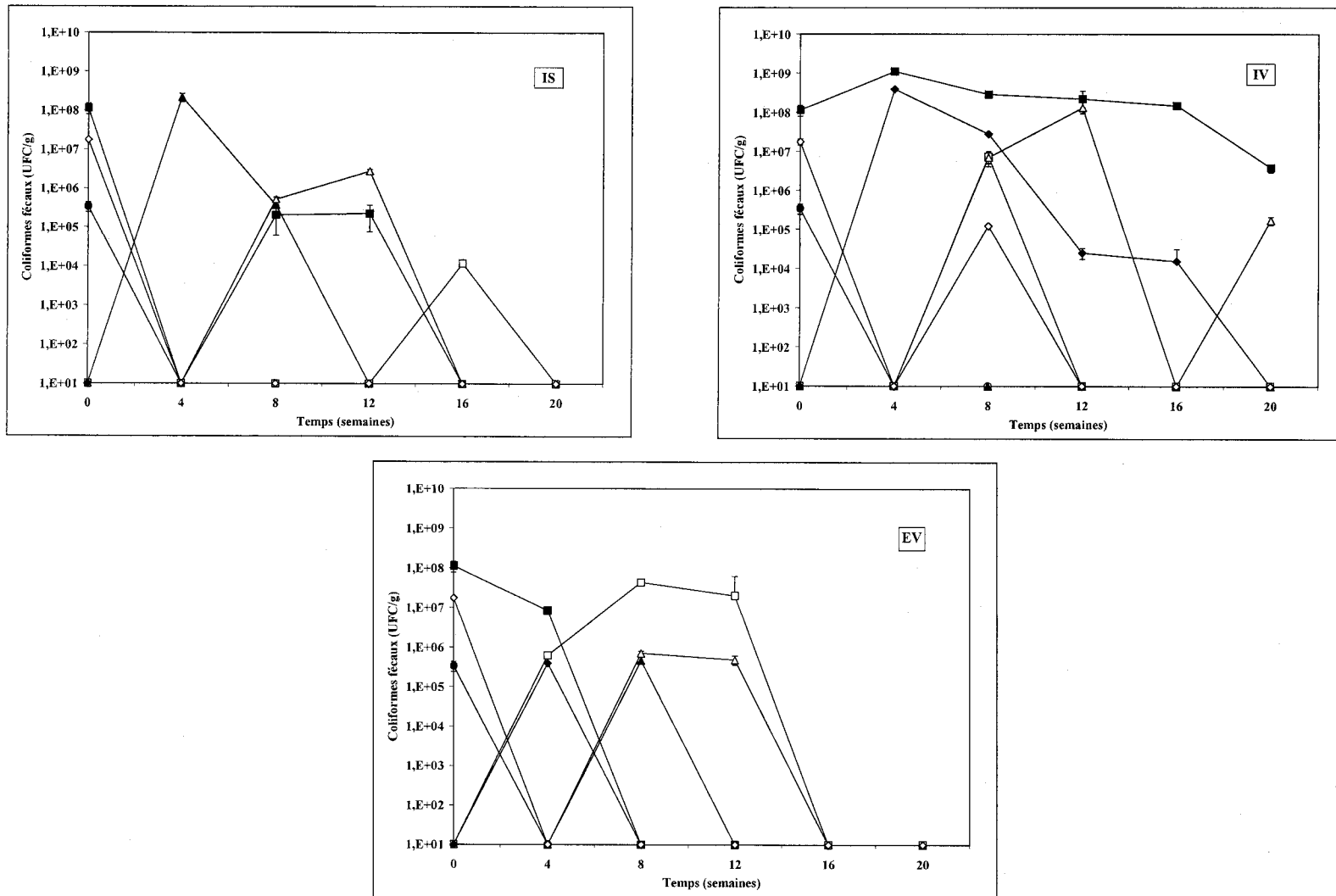


Figure 20 Représentation en échelle logarithmique de l'évolution temporelle des coliformes fécaux (UFC/g) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Bien qu'il y ait de grandes variations dans le dénombrement des microorganismes et malgré des coefficients de variation relativement élevés, les résultats permettent d'affirmer qu'il y a élimination des CF, du moins atteinte de la limite de dénombrement calculée de 150 UFC/g (limite de détection de la méthode utilisée), dans les différents types de boues stockées en conditions IS et EV. La diminution des CF au cours du stockage a aussi été observée par Baron *et al.* (1989) et Gibbs *et al.* (1997). Une combinaison de plusieurs facteurs peut expliquer la destruction des CF. Les conditions de pH, la température non optimale, la présence de compétiteurs (comme les BHA), d'antagonistes ou de substances inhibitrices s'accumulant au cours de stockage, sont autant de paramètres pouvant causer des stress de croissance répétés et constants pour les CF. Dans les boues stockées dans les conditions IV, il y a également une élimination mais moins rapidement que dans les boues stockées IS et EV cependant. En revanche, certaines d'entre elles (AE et M7) restent encore très contaminées en CF à la fin de l'entreposage. Les différences de dénombrements notées dans les boues IS, IV et EV sont dues à la température d'entreposage et ce phénomène a également été mentionné par Baron *et al.* (1989). Kuchenrither et Benefield (1983) ont aussi observé que le taux de décroissement des CF augmentait avec la hausse de la température lors de la digestion aérobie de boues d'épuration. Les conditions de stockage IS ont permis de maintenir la température moyenne autour de 21°C et les boues stockées en conditions EV ont subi des pointes de températures estivales pouvant atteindre 32°C. C'est la raison pour laquelle les CF sont éliminés plus rapidement dans les boues maintenues dans des conditions de stockage EV comparativement aux boues stockées dans les conditions IS et IV (Figure 20). Les CF sont effectivement éliminés dès la 16^e semaine dans toutes les boues EV alors qu'il faut attendre la 20^e semaine pour les boues stockées IS et IV. Les conditions d'entreposage peuvent donc influencer davantage sur l'évolution de la concentration des pathogènes comparativement au traitement préalable imposé aux boues avant stockage.

À l'exception des boues AE et M7 stockées dans les conditions IV, l'élimination des CF permet donc de classer les boues dans la catégorie québécoise P1 (Environnement Québec, 2004) et dans la classe A américaine (*E. coli* < 1 000 NPP/g b.s.) (USEPA, 1995).

5.2.3.2. *Bactéries hétérotrophes aérobies*

Les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA), soit des bactéries dont la source de carbone est organique et qui croissent en présence d'oxygène, ont aussi été dénombrées tout au long du stockage et les résultats, exprimés sur une base sèche, sont présentés dans le Tableau 46 et à la Figure 21.

Tableau 46 Teneur en bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (UFC/g)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	$1,5 \times 10^7$	$5,3 \times 10^5$	4	
	IS - 20 semaines	$5,5 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$	21	3 510
	IV - 20 semaines	$1,4 \times 10^9$	$1,4 \times 10^8$	10	9 120
	EV - 20 semaines	$2,5 \times 10^8$	$9,5 \times 10^6$	4	1 540
CH	0 semaines	$1,2 \times 10^5$	$6,7 \times 10^4$	55	
	IS - 20 semaines	$8,1 \times 10^8$	$3,3 \times 10^8$	41	661 000
	IV - 20 semaines	$1,7 \times 10^9$	$2,0 \times 10^8$	12	1 410 000
	EV - 20 semaines	$2,0 \times 10^8$	$9,5 \times 10^6$	5	161 000
AE	0 semaines	$1,5 \times 10^{10}$	$3,1 \times 10^9$	21	
	IS - 20 semaines	$2,4 \times 10^9$	$3,6 \times 10^8$	15	-83
	IV - 20 semaines	$5,5 \times 10^9$	$8,7 \times 10^8$	16	-63
	EV - 20 semaines	$1,1 \times 10^9$	$1,1 \times 10^8$	10	-93
M2	0 semaines	$2,4 \times 10^5$	$1,7 \times 10^4$	7	
	IS - 20 semaines	$1,1 \times 10^9$	$1,1 \times 10^8$	9	484 000
	IV - 20 semaines	$6,8 \times 10^6$	0	0	2 770
	EV - 20 semaines	$9,7 \times 10^8$	$3,2 \times 10^8$	33	412 000
M4	0 semaines	$3,9 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$	18	
	IS - 20 semaines	$9,2 \times 10^8$	$2,1 \times 10^7$	2	235 000
	IV - 20 semaines	$8,4 \times 10^8$	$6,4 \times 10^7$	8	215 000
	EV - 20 semaines	$2,5 \times 10^9$	$7,4 \times 10^7$	3	633 000
M7	0 semaines	$5,3 \times 10^6$	$6,5 \times 10^6$	121	
	IS - 20 semaines	$1,6 \times 10^9$	$9,5 \times 10^7$	6	29 600
	IV - 20 semaines	$1,7 \times 10^{10}$	$2,2 \times 10^9$	13	328 000
	EV - 20 semaines	$9,2 \times 10^9$	$2,9 \times 10^9$	31	173 000
S4	0 semaines	$5,9 \times 10^6$	$1,1 \times 10^6$	18	
	IS - 20 semaines	$1,1 \times 10^8$	$1,1 \times 10^6$	1	1 730
	IV - 20 semaines	$7,8 \times 10^8$	$4,2 \times 10^7$	5	13 200
	EV - 20 semaines	$1,3 \times 10^9$	$1,8 \times 10^8$	14	21 600
S7	0 semaines	$2,1 \times 10^8$	$3,0 \times 10^7$	14	
	IS - 20 semaines	$1,4 \times 10^9$	$4,0 \times 10^7$	3	572
	IV - 20 semaines	$9,6 \times 10^8$	$8,5 \times 10^7$	9	367
	EV - 20 semaines	$6,2 \times 10^9$	$1,6 \times 10^9$	26	2 930

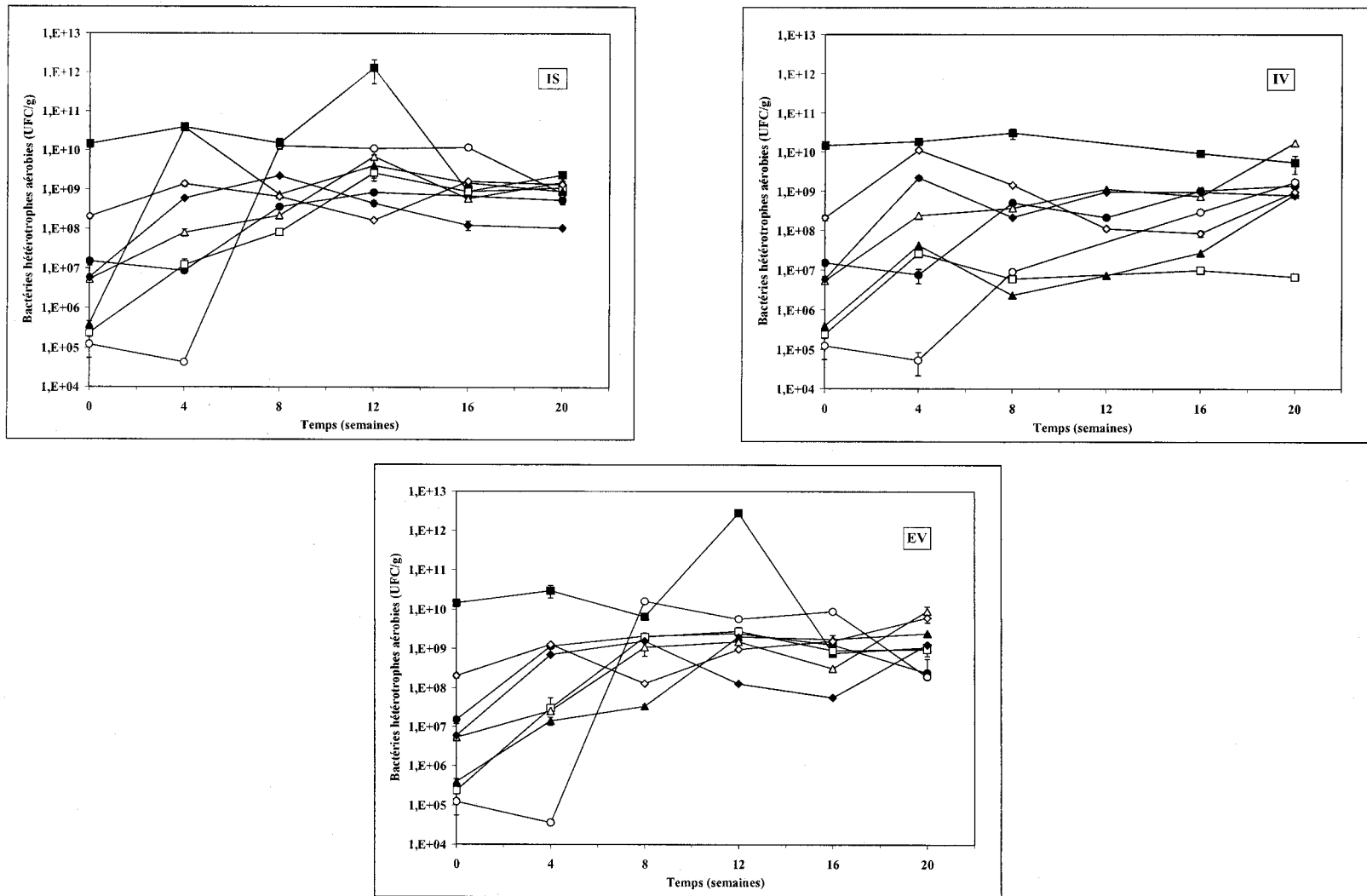


Figure 21 Représentation en échelle logarithmique de l'évolution temporelle des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) (UFC/g) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Les boues stockées dans les conditions IS et EV présentent des courbes de variation de BHA quasi similaires. Dans ces deux modes de stockage, on remarque une croissance des BHA jusqu'à un état stationnaire autour de 1×10^9 UFC/g (environ 7×10^7 UFC/mL). Ceci représente en fait une augmentation par rapport au début du stockage. Ce palier peut en fait représenter la phase stationnaire de croissance des bactéries. D'ailleurs, Prescott *et al.* (1995) mentionnent que la phase stationnaire est habituellement atteinte par les bactéries à une concentration d'environ 10^9 cellules/mL. Le plateau ainsi atteint par les BHA signifie que la mort cellulaire se fait relativement au même taux que la croissance de la population de BHA. Il est le résultat de plusieurs facteurs, dont le manque d'éléments nutritifs comme par exemple l'oxygène ou l'azote, ou encore l'accumulation de composés toxiques comme des acides organiques issus du métabolisme des bactéries anaérobies favorisées dans les boues stockées. Il est ainsi raisonnable de penser que si l'entreposage se prolongeait pendant une période plus longue, il aurait été possible d'observer la phase de mortalité des BHA. C'est d'ailleurs ce qui semble se produire dans la boue AE. Dans une telle boue, les BHA ont pu proliférer au cours du traitement de stabilisation aérobie, épuisant par le fait même les nutriments et accumulant les déchets métaboliques. Le milieu de la boue AE ne pouvant plus soutenir leur croissance pendant le stockage, on observe donc un déclin que l'on peut attribuer à la phase de mortalité de leur courbe de croissance.

La croissance étant plus rapide dans les boues stockées en conditions IS et EV due à la température, on observe la phase stationnaire plus rapidement que dans les boues stockées IV, car le métabolisme microbien y est plus lent. Si le métabolisme est plus lent, les éléments nutritifs s'épuisent moins rapidement et les substances issues du métabolisme bactérien s'accumulent plus lentement. Il est probable que cet ajustement se soit produit aussi dans les boues IV si l'entreposage avait été continué. Le mode d'entreposage semble donc avoir un effet plus marqué sur l'évolution des BHA, contrairement au type de traitement préalable imposé aux boues.

5.2.3.3. *Salmonelles*

Les salmonelles ont été dénombrées au début et à la fin de l'entreposage et les résultats obtenus sont présentés au Tableau 47 et à la Figure 22.

Tableau 47 Quantité de salmonelles (UFC/4g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (UFC/4 g)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	3,4 x 10 ⁶	2,1 x 10 ⁵	6	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	ND			
CH	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	ND			
AE	0 semaines	8,0 x 10 ⁹	1,7 x 10 ⁸	2	
	IS - 20 semaines	2,5 x 10 ⁵	4,7 x 10 ⁴	19	-100
	IV - 20 semaines	7,0 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁵	22	-100
	EV - 20 semaines	2,8 x 10 ⁵	1,5 x 10 ⁵	54	-100
M2	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	2,8 x 10 ⁶	1,9 x 10 ⁶	68	
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	ND			
M4	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	4,0 x 10 ³	0		
M7	0 semaines	6,6 x 10 ⁵	0		
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	9,0 x 10 ⁵	1,7 x 10 ⁵	19	36
	EV - 20 semaines	ND			
S4	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	1,2 x 10 ⁶	2,1 x 10 ⁵	18	
	EV - 20 semaines	ND			
S7	0 semaines	1,7 x 10 ⁷	2,5 x 10 ⁶	15	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	ND			

ND Non-déTECTé.

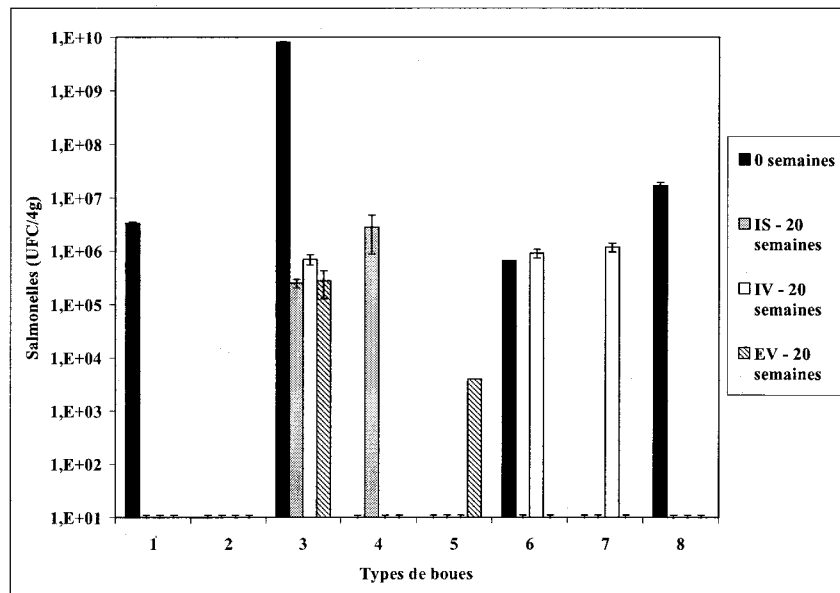


Figure 22 Quantité de salmonelles (UFC/4g) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

La Figure 22 et le Tableau 47 font état de décomptes de salmonelles engeristrés au cours du stockage variables en fonction du type de traitement des boues. Une diminution de plus de 99,99% de salmonelles a été observée dans les boues CO, AE et S7, alors qu'une augmentation de la concentration de salmonelles a été notée dans les boues M2, M4, M7 et S4 et ce, indépendamment des conditions de stockage employées. Aucune salmonelle n'a été détectée dans la boue CH tout au long de l'entreposage. Baron *et al.* (1989) et Ahmed et Sorensen (1997) ont aussi observé une diminution des salmonelles dans des boues stockées et ce, en moins de 56 jours dans la première étude (stockage de boues activées en conditions estivales ou hivernales) et en moins de 100 jours dans la seconde (stockage de boues digérées, déshydratées et séchées à l'air). La hausse notée dans les boues M2, M4, M7 et S4 doit cependant être interprétée avec réserve, car le milieu de culture utilisé permettait la croissance de bactéries autres que les salmonelles qui avaient une coloration vert foncé sur le milieu de culture. Les salmonelles se colorant en noir, il est possible que des erreurs de perception se soient produites. Les valeurs élevées des coefficients de variation viennent corroborer ce dernier point.

Les boues CO, CH et S7 rencontrent ainsi les critères américains A et québécois P1 après l'entreposage, car les salmonelles n'y ont pas été détectées (< 3 NPP/4 g b.s.). Bien que la boue AE ait subi une forte diminution de sa charge en salmonelles, celle-ci ne rencontre pas les normes après l'entreposage. Cette dernière contenait d'ailleurs une forte charge en salmonelles au départ due à l'aération et à la présence de nutriments en quantité suffisante lors de la stabilisation aérobie, ce qui a permis la prolifération des bactéries. Les résultats concernant les trois types de boues Metix et la boue S4 (Stabiox à pH 4) ne pouvant être utilisés avec certitude vu la très grande variation, il n'est pas possible de les interpréter de façon rigoureuse.

5.2.3.4. *Streptocoques fécaux*

Les charges résiduelles (sur une base sèche) de SF enregistrées dans les boues lors du stockage sont résumées au Tableau 48 et à la Figure 23.

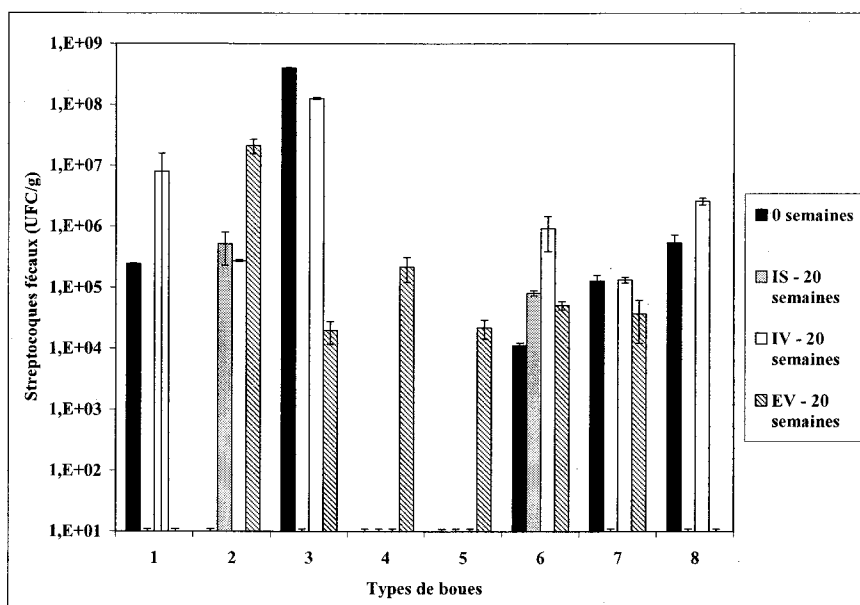


Figure 23

Quantité de streptocoques fécaux (UFC/g) après 0 et 20 semaines dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (1) CO, (2) CH, (3) AE, (4) M2, (5) M4, (6) M7, (7) S4, (8) S7

Tableau 48 Quantité de streptocoques fécaux (UFC/g) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (UFC/g)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	$2,4 \times 10^5$	$5,3 \times 10^3$	2	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	$7,9 \times 10^6$	$8,0 \times 10^6$	102	3 140
	EV - 20 semaines	ND			
CH	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	$5,2 \times 10^5$	$2,9 \times 10^5$	55	
	IV - 20 semaines	$2,7 \times 10^5$	$1,3 \times 10^4$	5	
	EV - 20 semaines	$2,1 \times 10^7$	$5,7 \times 10^6$	27	
AE	0 semaines	$4,0 \times 10^8$	$4,5 \times 10^6$	1	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	$1,3 \times 10^8$	$5,3 \times 10^6$	4	-68
	EV - 20 semaines	$2,0 \times 10^4$	$7,9 \times 10^3$	41	-100
M2	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	$2,2 \times 10^5$	$9,5 \times 10^4$	44	
M4	0 semaines	ND			
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	ND			
	EV - 20 semaines	$2,2 \times 10^4$	$7,4 \times 10^3$	34	
M7	0 semaines	$1,1 \times 10^4$	$1,1 \times 10^3$	9	
	IS - 20 semaines	$8,1 \times 10^4$	$8,5 \times 10^3$	10	620
	IV - 20 semaines	$9,4 \times 10^5$	$5,4 \times 10^5$	58	8 210
	EV - 20 semaines	$5,1 \times 10^4$	$8,5 \times 10^3$	17	353
S4	0 semaines	$1,3 \times 10^5$	$3,1 \times 10^4$	24	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	$1,3 \times 10^5$	$1,4 \times 10^4$	11	4
	EV - 20 semaines	$3,7 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$	67	-71
S7	0 semaines	$5,4 \times 10^5$	$1,9 \times 10^5$	35	
	IS - 20 semaines	ND			
	IV - 20 semaines	$2,6 \times 10^6$	$3,2 \times 10^5$	12	381
	EV - 20 semaines	ND			

ND Non-détecté.

Le Tableau 48 montre tout d'abord que les streptocoques fécaux sont absents des boues M2 et M4 stockées en conditions IS et EV. Toutefois, en comparant le nombre de SF dans les différentes boues en fonction des conditions de stockage imposées, il est difficile de faire ressortir une tendance quelconque. Des valeurs élevées des coefficients de variation viennent également nuancer les résultats exposés. Ponugoti *et al.* (1997) citent d'ailleurs un auteur qui soutient que les SF étaient les plus résistants à l'inactivation pendant la digestion aérobie de boues d'épuration. Ceci peut donner une indication expliquant l'absence de tendance distincte à la hausse ou à la baisse de la charge en SF. Baron *et al.* (1989) a toutefois observé une diminution des SF plus rapidement en période estivale qu'en période hivernale, mais cette diminution était plus faible que dans le cas des salmonelles ou des CF. Les normes à respecter en matière de charge en microorganismes pathogènes n'incluent cependant pas les SF.

5.2.3.5. Taux de consommation d'oxygène

Le taux de consommation d'oxygène (TCO) au cours de l'entreposage est exposé en fonction du temps au Tableau 49 et à la Figure 24. Les valeurs finales de TCO étant exprimées en mg/L d'O₂ par kg sec de solides volatils par heure (mg d'O₂/g sec SV/h), la conversion se fait de la façon suivante :

$$\left(\frac{\text{Pente (mg d'O}_2 / \text{L / min)}}{5,882 \text{ g sec / L} \times \text{SV}\%} \right) \times \frac{60 \text{ min}}{\text{h}} \times \frac{1000 \text{ g}}{\text{kg}} = \text{mg O}_2 / \text{kg de SV / h}$$

Où la valeur 5,882 g est obtenue par la formule suivante (voir la section 4.4.3 concernant l'origine des données) :

$$\frac{1 \text{ g sec}}{170 \text{ ml}} = \frac{?}{1000 \text{ ml}} = 5,882 \text{ g sec}$$

Tableau 49 Taux de consommation d'oxygène (TCO) (mg O₂/kg sec de SV/h) dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg O ₂ /kg sec SV/h)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	3 670	354	10	
	IS - 20 semaines	810	1 210	149	-78
	IV - 20 semaines	3 420	727	21	-7
	EV - 20 semaines	2 400	440	18	-35
CH	0 semaines	3 880	1 150	30	
	IS - 20 semaines	4 510	561	12	16
	IV - 20 semaines	4 880	790	16	26
	EV - 20 semaines	4 490	840	19	16
AE	0 semaines	14 800	1 030	7	
	IS - 20 semaines	3 960	393	10	-73
	IV - 20 semaines	9 850	751	8	-34
	EV - 20 semaines	6 190	543	9	-58
M2	0 semaines	330	32	10	
	IS - 20 semaines	6 670	898	13	1920
	IV - 20 semaines	599	26	4	82
	EV - 20 semaines	5 910	581	10	1690
M4	0 semaines	290	116	40	
	IS - 20 semaines	5 700	433	8	1870
	IV - 20 semaines	4 330	165	4	1390
	EV - 20 semaines	6 470	529	8	2130
M7	0 semaines	7 890	1 400	18	
	IS - 20 semaines	8 310	1 430	17	5
	IV - 20 semaines	7 080	1 420	20	-10
	EV - 20 semaines	6 450	1 640	25	-18
S4	0 semaines	3 200	103	3	
	IS - 20 semaines	3 560	627	18	11
	IV - 20 semaines	659	56	9	-79
	EV - 20 semaines	4 550	503	11	42
S7	0 semaines	4 360	537	12	
	IS - 20 semaines	3 520	460	13	-19
	IV - 20 semaines	5 460	545	10	25
	EV - 20 semaines	6 960	616	9	59

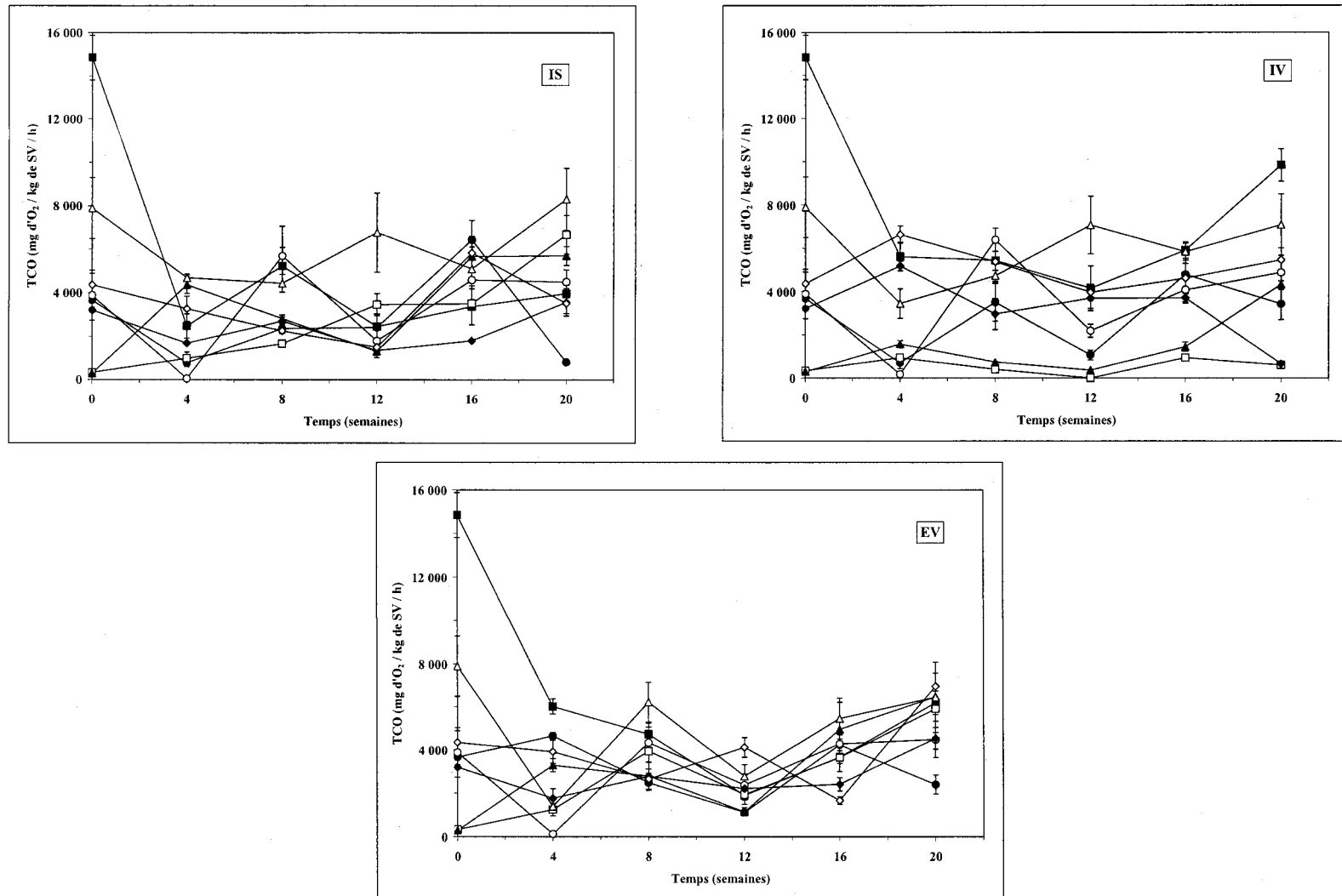


Figure 24 Évolution temporelle du taux de consommation d'oxygène (TCO) (mg d'O₂ / kg sec de SV / h) dans les boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

La Figure 24 et le Tableau 49 font tout d'abord état d'un TCO beaucoup plus élevé dans la boue AE que dans tous les autres échantillons de boues. En aérant cette boue pendant la stabilisation aérobie, la prolifération des bactéries aérobies a été favorisée et elles ont ainsi causé une baisse plus rapide de l'oxygène lors du test de TCO. Les résultats montrent également que les boues dont les conditions de pH étaient peu favorables à la semaine 0 au soutien d'une croissance microbienne, telles les boues CH, M2 et M4, ont subi une forte augmentation du TCO entre le début et la fin de la période de stockage. L'étendue de la variation des données obtenues pour la boue CH ne permet pas cependant de conclure à la différence des valeurs entre la semaine 0 et la semaine 20, ce qui ne permet pas de faire ressortir une tendance quelconque pour cette boue.

Le pH de ces boues étant rétabli autour de valeurs plus près de la neutralité à partir de la 8^e semaine de stockage environ, et la majorité des bactéries étant neutrophiles (pH optimal de croissance près de la neutralité), les conditions atteintes ont pu favoriser la croissance des bactéries qui ont consommé l'oxygène des boues. Ceci peut donc expliquer la remontée du TCO dans les boues M2 et M4. Par contre, une décroissance du TCO a été notée dans les boues dont les conditions initiales d'oxygénation et de pH pouvaient permettre la prolifération des organismes aérobies comme c'est le cas pour les boues CO et AE. L'établissement des conditions anaérobies dans l'ensemble des boues au fil des semaines a ainsi pu inhiber la prolifération des bactéries consommant. C'est également ce qui semble se produire dans les boues M7, S4 et S7. Il semble toutefois y avoir une remontée globale du TCO de la 12^e à la 20^e semaine et ceci peut s'expliquer de la même façon que pour les nitrates. Plus les semaines d'entreposage s'écoulaient, plus la masse des boues dans les contenants diminuait dû à la percolation et aux échantillonnages. La surface des boues en contact avec l'oxygène a ainsi augmenté et c'est ce qui a pu causer la prolifération de bactéries aérobies qui contribuent à augmenter le TCO.

Le TCO des boues IS et EV semble s'ajuster autour de 5 000 mg O₂/kg SV/h plus rapidement et de façon plus marquée que dans les boues stockées IV. Tout comme c'était le cas pour le pH (Figure 9) et les BHA (Figure 21), la température plus basse affecte le métabolisme des microorganismes des boues et diminue la vitesse de transformation de la matière organique, ce qui engendre des modifications plus lentes et moins prononcées dans les paramètres biologiques et physico-chimiques des boues. Selon le Bureau de Normalisation du Québec (BNQ) (2005), un

amendement organique comme le compost peut être appliqué sur les sols s'il est mature (neutralisation des nuisances olfactives, hygiénisation poussée et 50 à 60% de siccité) (OTV, 1997). Le TCO est l'un des critères de maturité et il doit être égal ou inférieur à 400 mg O₂/kg SV/h pour être distribué. Donc même après 20 semaines d'entreposage, les boues ne rencontrent pas ce critère peu importe le type de boue ou le mode d'entreposage.

5.3. Analyse des eaux de percolation

La présente section renferme les résultats concernant les paramètres physiques et chimiques des eaux de percolation récoltées. Encore une fois, seuls les résultats présentés au début de la collecte d'échantillon, soit à la semaine 4 dans ce cas-ci, et après la 20^e semaine de stockage sont présentés dans les tableaux. Par contre, la variation est cette fois-ci calculée entre les valeurs après 4 et 40 semaines de stockage selon la formule suivante :

$$\text{Variation (\%)} = - \left(\frac{\text{valeur à 4 semaines} - \text{valeur à 20 semaines}}{\text{valeur à 4 semaines}} \right) \times 100$$

5.3.1. Paramètres physiques

Sont consignés dans cette section les données du volume d'eau récolté en fonction des boues, du mode d'entreposage et du temps, ainsi que les valeurs de pH mesurées au cours du stockage. Les paramètres physico-chimiques issus des boues M2 et M4 stockées en conditions IS à la 20^e semaine ne sont pas disponibles, compte tenu du fait que le volume d'eau recueilli était trop faible pour faire les analyses.

5.3.1.1. Volume d'eau

En fonction de la siccité initiale des boues et de la température d'entreposage, les volumes d'eaux de percolation ont varié au cours du stockage. Les données qui y sont associées sont présentées au Tableau 50.

Tableau 50 Volume (mL) d'eau percolée des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines)

Boues		Temps (semaines)					Total (mL)
		4	8	12	16	20	
CO	IS	900	165	41	33	15	1 154
	IV	380	125	325	46	55	931
	EV	660	355	131	71	56	1 273
CH	IS	510	210	286	168	102	1 276
	IV	355	88	64	152	83	742
	EV	470	360	540	230	88	1 688
AE	IS	720	225	15	19	16	995
	IV	510	60	375	24	12	981
	EV	770	280	23	12	6	1 091
M2	IS	1 440	115	98	26	1	1 680
	IV	1 009	7	126	182	25	1 348
	EV	930	260	36	77	93	1 396
M4	IS	1 770	150	84	17	0	2 021
	IV	1 270	25	120	154	33	1 602
	EV	1 790	190	129	66	27	2 202
M7	IS	1 650	205	56	18	41	1 970
	IV	1 500	44	130	110	20	1 804
	EV	1 910	118	99	35	10	2 171
S4	IS	850	138	74	55	16	1 133
	IV	835	41	120	122	41	1 158
	EV	1 070	188	128	49	37	1 472
S7	IS	370	95	35	31	29	560
	IV	210	6	156	142	66	580
	EV	480	135	78	29	36	758

Le volume d'eau récolté au fil des semaines d'entreposage est très étroitement relié à la siccité présentée à la section 5.2.1.2. Les explications concernant les variations de siccité s'appliquent donc aussi aux variations du volume d'eau et c'est pour cette raison que les données relatives au volume d'eau ne seront expliquées que très succinctement. La quantité totale d'eau récoltée était d'autant plus importante que la siccité des boues était faible. La percolation de l'eau est ensuite plus forte au tout début de l'entreposage parce que l'eau libre non éliminée lors de la centrifugation sort massivement lorsque les conditions de stockage sont appliquées. L'action résiduelle du polymère utilisé pour la floculation des boues peut également contribuer au déplacement d'eau des boues vers le récipient collectant les eaux de percolation. Ces phénomènes sont expliqués plus en détails à la section 5.2.1.2.

L'évaporation non favorisée par des températures plus fraîches explique également le fait que les volumes d'eau issus des boues IV étaient plus faibles que ceux recueillis à partir des boues stockées IS et EV, mais seulement avant le traitement de congélation-décongélation. Ce dernier traitement a d'ailleurs permis de hausser rapidement la siccité des boues IV et les volumes d'eau récoltés par la suite reflètent bien la sortie massive d'eau.

5.3.1.2. pH

Le pH des eaux de percolation des boues a été déterminé à toutes les quatre semaines et les valeurs au début et à la fin sont consignées dans le Tableau 51 alors que l'évolution temporelle du pH est illustrée à la Figure 25.

Tout comme c'est le cas pour le pH mesuré dans les boues, celui de l'eau s'ajuste également à un pH légèrement supérieur à la neutralité, soit 8,5. Le pH des eaux suit inévitablement celui noté dans les boues. La section 5.2.1.3 décrit en détails les processus favorisant cet ajustement du pH et cette partie du document n'en fera mention que brièvement. La dégradation des composés azotés causant la libération d'ammoniac qui alcalinise les boues en se solubilisant pourrait aussi expliquer l'augmentation du pH. Dans le cas de la boue CH, qui était fortement basique au début de l'entreposage, la présence de calcium et de gaz carbonique qui entrent en contact avec l'eau pour former des composés acides peut expliquer la descente du pH. L'équilibre qui est atteint après la 8^e semaine de stockage peut ici aussi être expliqué, entre autres, par la présence d'acides

organiques engendrés par l'activité fermentative des boues ou la présence de nitrates qui contrebalancent l'effet alcalinisant de l'ammoniac généré.

Les mêmes phénomènes reliés à la vitesse de l'activité métabolique expliqués à la section 5.2.1.3 permettent d'interpréter l'ajustement plus ou moins rapide du pH dans les boues stockées dans les conditions IS ou EV que dans les boues entreposées IV. Plus la température d'entreposage est élevée, jusqu'à un certain point cependant, plus l'activité métabolique est rapide et plus il y a de composés alcalins ou acides générés qui contribuent à modifier le pH. On remarque également que le pH des eaux de percolation des boues M2 et M4 stockées dans les conditions IV évolue de la même façon que dans les boues associées, c'est-à-dire que qu'il n'atteint pas la valeur de 8,5 (pas d'ajustement autour de cette valeur), après 20 semaines d'entreposage.

Tableau 51 pH des eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines)

Boues		Temps (semaines)					Variation (%)
		4	8	12	16	20	
CO	IS	7,69	8,93	9,09	9,10	9,22	20
	IV	8,32	8,74	7,65	8,81	9,18	10
	EV	7,89	8,75	9,08	9,11	9,14	16
CH	IS	10,7	7,79	8,61	8,84	9,20	-14
	IV	9,95	8,29	9,22	7,72	8,97	-10
	EV	10,2	7,63	7,95	8,72	9,14	-10
AE	IS	7,89	8,70	8,80	6,26	6,22	-21
	IV	8,81	8,56	7,64	8,70	8,63	-2
	EV	8,23	8,65	8,22	6,72	6,92	-16
M2	IS	3,13	4,69	8,25	8,31	7,05 ^a	125
	IV	3,27	2,80	3,51	4,03	4,15	27
	EV	3,77	7,00	8,48	8,75	8,63	129
M4	IS	5,55	8,23	8,56	8,24	- ^b	
	IV	4,28	4,06	4,05	4,69	4,43	4
	EV	5,51	8,31	8,62	8,80	8,16	48
M7	IS	7,18	8,14	8,27	8,45	8,45	18
	IV	6,94	7,48	7,76	8,34	7,98	15
	EV	7,17	8,41	8,54	8,58	6,72	-6
S4	IS	8,17	8,92	9,21	9,20	9,00	10
	IV	6,36	8,27	7,53	8,89	8,93	40
	EV	7,96	8,93	9,02	9,17	8,92	12
S7	IS	8,57	9,22	9,27	9,34	9,17	7
	IV	8,84	8,77	8,57	9,00	9,19	4
	EV	8,83	9,14	8,96	8,81	8,33	-6

^a Cette valeur a été mesurée sur 1ml d'échantillon d'eau et doit donc être considérée avec précaution.

^b Données non disponibles.

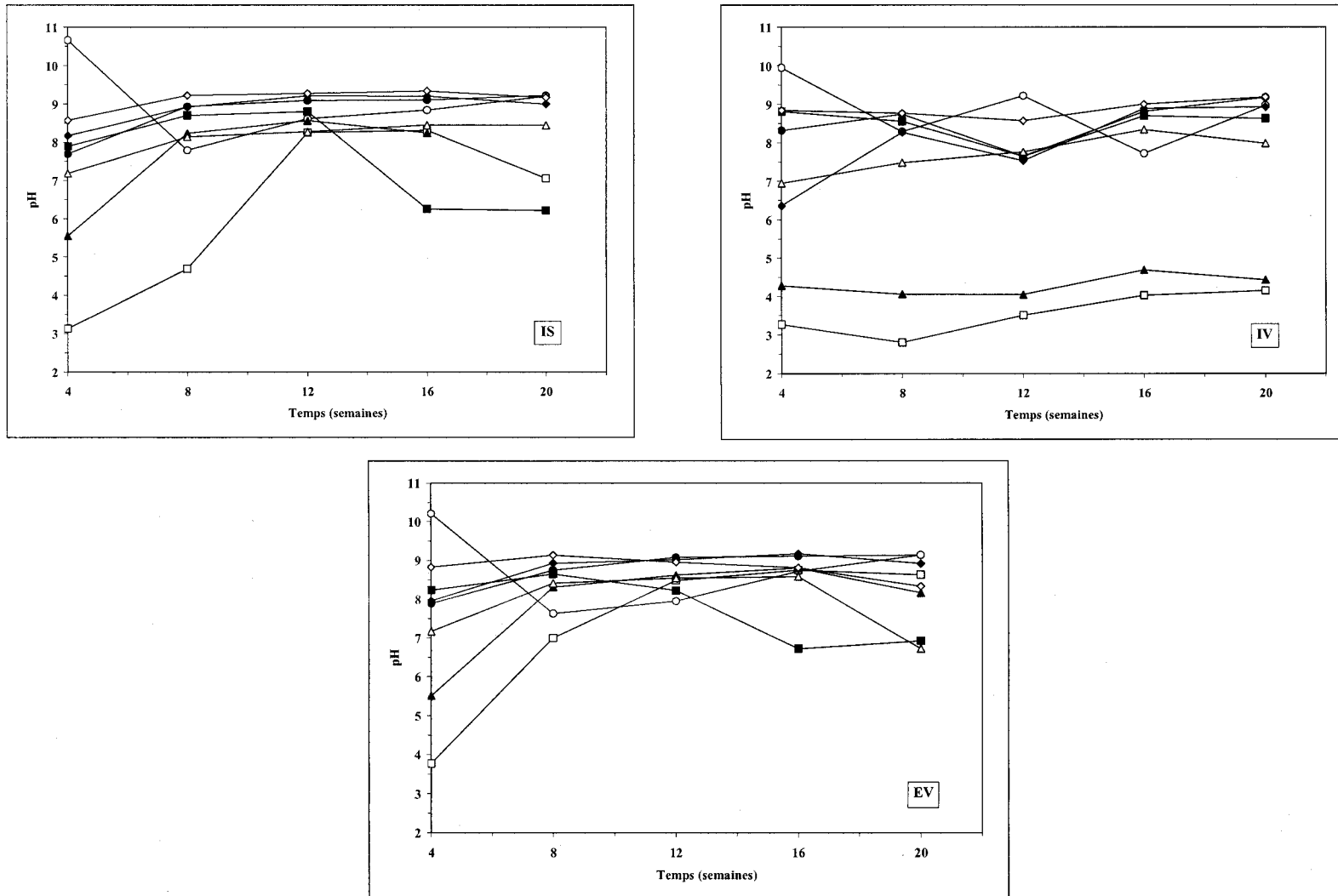


Figure 25 Évolution temporelle pH dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

5.3.2. Paramètres chimiques

À partir de la quatrième semaine d'entreposage, les eaux de percolation des boues ont été recueillies et analysées pour en déterminer les teneurs en azote (N-NH₄ et N-NO₂/NO₃), en carbone organique (COT et COD), en phosphore (P-PO₄ et P_{tot}) ainsi qu'en métaux et nutriments.

5.3.2.1. Azote

Azote ammoniacal (N-NH₄)

Les teneurs en azote ammoniacal mesurées dans les eaux de percolation sont comprises dans le Tableau 52 et la Figure 26.

Les résultats présentés au Tableau 52 et l'étendue de la variation des valeurs permettent d'établir que dans l'ensemble des boues stockées, sauf dans le cas de AE, M7-EV, S7-IS et S7-EV, une augmentation des teneurs en N-NH₄ est enregistrée entre la semaine 4 et la semaine 20. Il est ainsi possible d'associer cette hausse à celle observée dans les boues d'épuration indiquée dans le Tableau 24 et la Figure 12. La dégradation biologique des composés azotés de la matière organique contenue dans les boues d'épuration engendre la formation d'azote ammoniacal qui peut se solubiliser. Par ailleurs, la majorité de l'ammoniaque se retrouve sous forme gazeuse à un pH supérieur à 7 (Stumm et Morgan, 1996). Ceci pourrait expliquer la diminution du N-NH₄ dans les eaux issues des boues AE, M7-EV, S7-IS et S7-EV, le pH étant stabilisé autour de 8,0-8,5. Le cas de la boue CH fournit un exemple de l'effet du pH sur la forme de l'azote ammoniacal. En effet, au début du stockage, le pH au-dessus de 12 dans cette boue engendre la volatilisation sous forme de N-NH₃ de la majorité de l'azote ammoniacal formé et de faibles concentrations sont alors notées dans les eaux. Le pH s'ajustant autour de 8 par la suite, l'azote ammoniacal est retrouvé davantage en phase aqueuse et c'est pourquoi on note une augmentation des teneurs entre la semaine 4 et la semaine 20 dans le cas de la boue CH. En ce qui a trait à la boue AE cependant, le traitement de stabilisation aérobie avant le stockage a pu permettre de dégrader les composés azotés avant le stockage. Ainsi, il y a moins de matière organique disponible pour la dégradation au cours des semaines de stockage et moins de N-NH₄ formé à la

fin de l'entreposage qu'au début, et cette explication est plus plausible dans ce cas-ci que la perte de $N-NH_4$ en gaz. La boue AE étant également plus concentrée en microorganismes (voir Tableau 46), la consommation de l'azote ammoniacal par les microorganismes peut aussi expliquer les faibles teneurs mesurées dans les eaux. Le facteur de concentration de la boue AE consigné au Tableau 34 vient également appuyer l'hypothèse de la plus forte digestion de la matière organique qui contribue à la diminution de l'azote ammoniacal formé au fil des semaines. De plus, il est possible que le traitement de stabilisation appliqué aux boues préalablement à l'entreposage ait davantage permis de développer une flore bactérienne nitrifiante que dans les autres types de boues, ce qui peut expliquer les faibles concentrations en azote ammoniacal enregistrées dans les boues AE et les eaux associées.

La température d'entreposage influence quelque peu les teneurs en $N-NH_4$, car plus la température se rapproche de $37^{\circ}C$, plus le métabolisme de la majorité des microorganismes est favorisé et plus la matière organique est dégradée (Prescott *et al.*, 1995). Ainsi, aux températures de stockage IV, le métabolisme microbien est plus lent et il y a moins d'azote ammoniacal formé, ce qui est représenté à la Figure 26 tout comme dans le cas des boues (section 5.2.2.2.).

Tableau 52 Teneur en azote ammoniacal (N-NH₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	1 220	12	1,0	2 100	117	5,6	73
	IV	745	32	4,3	1 520	122	8,0	104
	EV	894	22	2,4	1 370	64	4,7	54
CH	IS	735	35	4,8	1 460	72	4,9	99
	IV	486	13	2,6	1 250	25	2,0	158
	EV	433	13	3,0	1 320	67	5,0	205
AE	IS	873	24	2,7	84	7	8,6	-90
	IV	603	24	3,9	215	10	4,8	-64
	EV	885	28	3,2	104	3	3,1	-88
M2	IS	179	2	0,9	- ^a			
	IV	169	7	4,4	456	52	11,3	169
	EV	229	13	5,6	2 110	68	3,2	822
M4	IS	393	12	3,0	-			
	IV	162	20	12,2	665	6	0,8	311
	EV	347	7	2,0	1 270	53	4,2	266
M7	IS	855	14	1,6	1 810	35	1,9	112
	IV	700	10	1,5	1 570	35	2,2	124
	EV	1 094	23	2,1	847	16	1,8	-23
S4	IS	1 460	14	1,0	2 340	87	3,7	61
	IV	367	8	2,3	1 990	57	2,9	441
	EV	1 620	5	0,3	2 950	180	6,1	82
S7	IS	2 180	11	0,5	2 120	68	3,2	-3
	IV	1 750	32	1,8	1 900	116	6,1	9
	EV	2 420	28	1,2	1 110	21	1,9	-54

^a Données non disponibles.

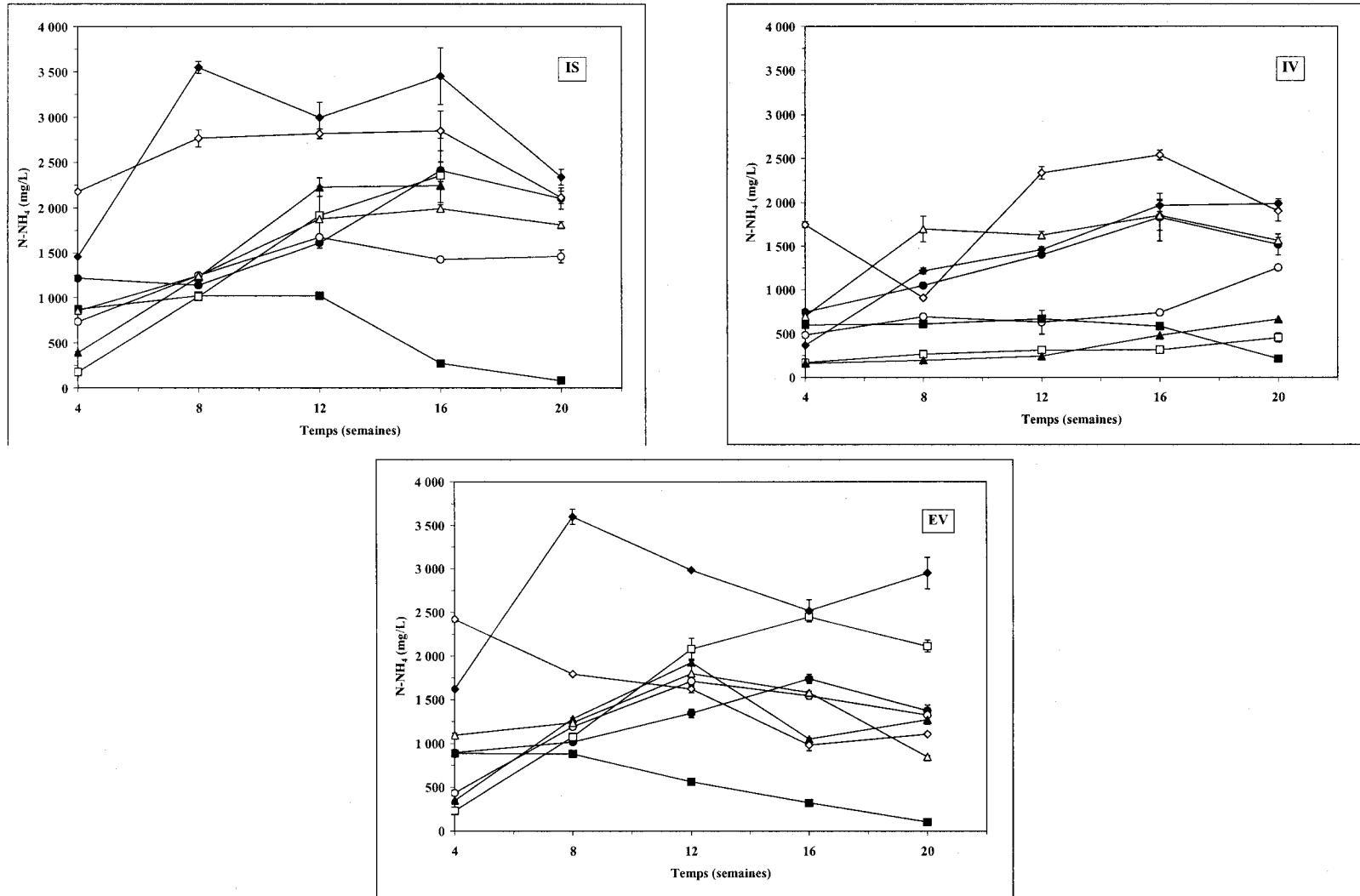


Figure 26

Évolution temporelle de l'azote ammoniacal (N-NH₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7

Nitrites-Nitrates ($N-NO_2/NO_3$)

Cette section contient le Tableau 53 et la Figure 27 qui font état des teneurs en nitrites-nitrates des eaux de percolation des boues stockées.

L'évolution temporelle des nitrates illustrée à la Figure 26 ne montre pas de grandes variations au cours de la période d'entreposage. À l'exception des boues AE, la nitrification n'a pas été observée dans les boues entreposées dans les trois conditions (IS, IV et EV) alors que les conditions s'y prêtaient (présence d'azote ammoniacal et pH favorable). Il n'est pas possible d'attribuer la relative stabilité des nitrates à leur assimilation par les microorganismes parce que ce processus est inhibé par l'ammoniaque présent dans les eaux (Figure 26) (Maier *et al.*, 2000). De plus, il n'est pas possible d'attribuer cette observation à la dénitrification dans les eaux, car celle-ci nécessite l'absence d'oxygène et l'augmentation des nitrates dans les eaux issues des boues AE semble en indiquer la présence. Le raisonnement suivant pourrait toutefois fournir une explication.

Il est à noter que les plus fortes concentrations en nitrate à la fin de la période de stockage sont enregistrées dans les eaux de percolation issues des boues AE alors que les plus faibles teneurs en nitrates à la même période sont mesurées dans les boues CH (Figure 27). La boue AE est différente des autres types de boues pendant l'entreposage seulement en ce qui a trait au facteur de concentration (Tableau 34). Celui-ci indique que cette boue a davantage été digérée que les autres. La surface des boues étant en contact avec l'air, il est possible que l'ammoniaque produit lors de la dégradation de la matière organique ait été nitrifié (voir section 5.2.2.2.). Comme il l'a été mentionné dans la section précédente, une flore nitrifiante a pu se développer davantage dans les boues AE en raison du traitement de stabilisation aérobie appliqué aux boues et ainsi permettre une nitrification plus poussée dans ces eaux AE. Les boues AE étant davantage digérées, il est aussi possible que les ions puissent y être plus mobiles que dans les boues moins digérées et ceci pourrait expliquer que l'on retrouve plus de nitrates dans les eaux AE.

Globalement, on peut prétendre que l'oxygène est très faiblement présent dans les eaux ou absent, les eaux étant faiblement en contact avec l'air, et que la dénitrification a lieu dans les eaux. De ce fait, les nitrates produits dans les boues sont décelés en faible quantité dans

l'ensemble des eaux. Il aurait été intéressant de mesurer le POR dans les eaux de percolation afin que les hypothèses susmentionnées soient davantage appuyées sur des résultats expérimentaux.

Tableau 53 Teneur en nitrites-nitrates (N-NO₂/NO₃) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	< 1			15,1	4,3	29	
	IV	< 1			2,1	0,3	13	
	EV	< 1			0,9	0,6	64	
CH	IS	< 1			2,3	0,5	22	
	IV	4,1	0,6	13	2,9	0,7	25	-31
	EV	8,0	0,6	7	2,1	0,3	13	-74
AE	IS	< 1			681	19,9	3	
	IV	11,7	2,8	24	13,3	0,4	3	13
	EV	< 1			518	24,8	5	
M2	IS	< 1			-			
	IV	< 1			234	11,7	5	
	EV	< 1			8,3	0,1	1	
M4	IS	< 1			- ^a			
	IV	< 1			< 1			
	EV	< 1			5,4	0,6	10	
M7	IS	2,8	2,1	75	7,8	2,8	36	177
	IV	70,1	20,6	29	2,7	0,3	12	-96
	EV	< 1			< 1			
S4	IS	2,8	0,2	7	12,4	0,1	1	340
	IV	2,2	0,1	6	6,1	0,0	1	173
	EV	6,8	0,5	7	2,5	0,8	33	-63
S7	IS	8,7	0,6	6	6,2	0,4	7	-29
	IV	10,0	1,1	11	1,9	0,3	16	-81
	EV	7,3	1,2	17	9,6	0,4	5	31

^a Données non disponibles.

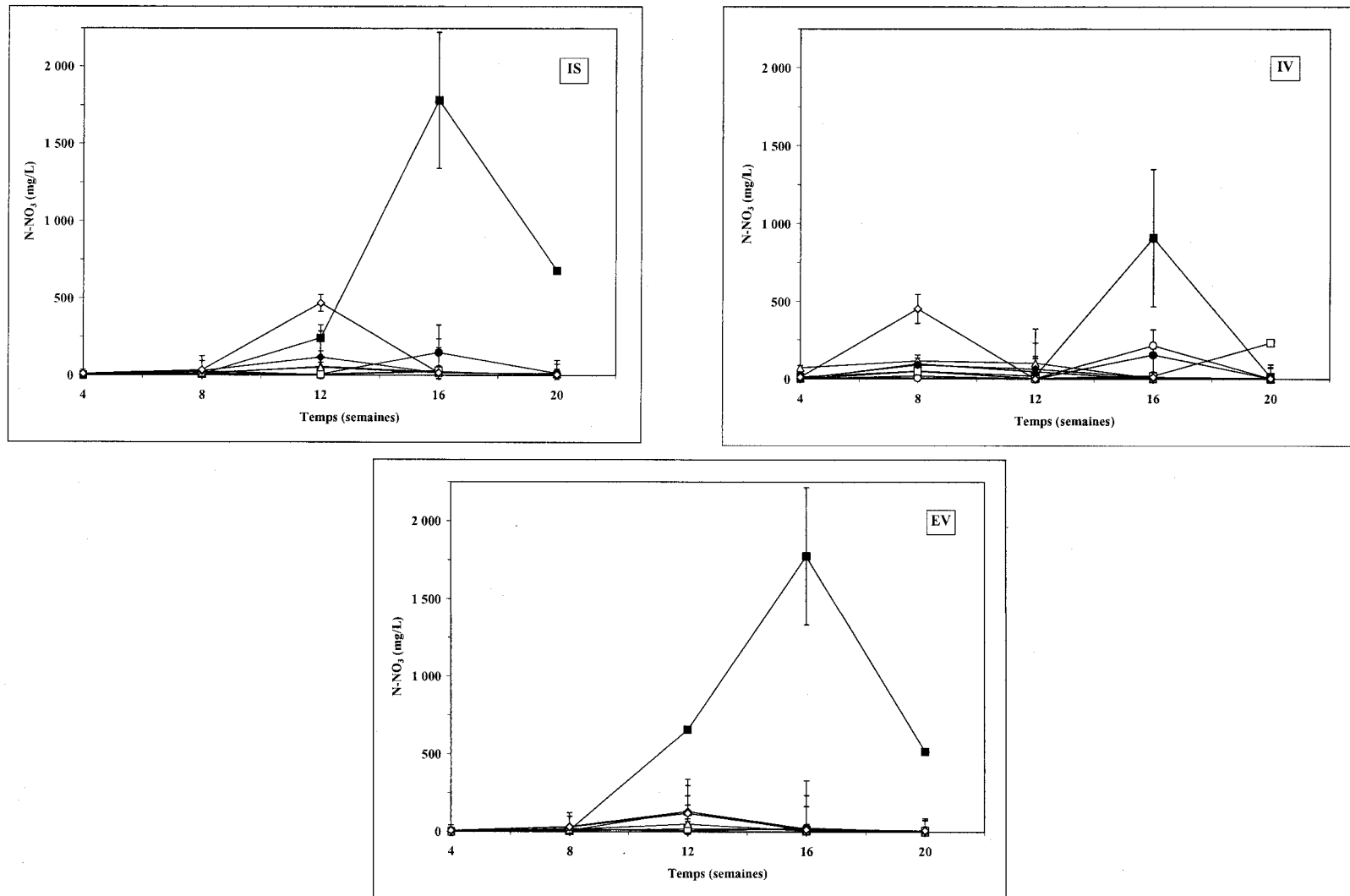


Figure 27 Évolution temporelle des nitrites-nitrates (N-NO₂/NO₃) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

5.3.2.2. Carbone

Cette section contient les données relatives au carbone organique total (COT) (Tableau 54 et Figure 28) et dissous (COD) (Tableau 55 et Figure 29) mesurés dans les eaux de percolation. Le Tableau 56 relate quant à lui le rapport COD/COT.

Tableau 54 Teneur en carbone organique total (COT) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	945	31	3	5 290	977	18	460
	IV	654	9	1	2 300	88	4	251
	EV	647	15	2	2 150	128	6	233
CH	IS	10 100	208	2	3 170	118	4	-69
	IV	8 920	564	6	3 950	284	7	-56
	EV	9 800	96	1	2 910	57	2	-70
AE	IS	726	25	3	1 700	158	9	134
	IV	741	25	3	1 100	114	10	49
	EV	756	13	2	789	108	14	4
M2	IS	1 420	30	2	- ^a			
	IV	1 200	26	2	1 060	65	6	-11
	EV	1 340	14	1	2 000	53	3	49
M4	IS	1 110	30	3	-			
	IV	1 000	39	4	1 450	168	12	45
	EV	1 130	22	2	1 240	124	10	10
M7	IS	3 270	148	5	2 210	100	5	-33
	IV	3 060	108	4	2 380	156	7	-22
	EV	3 880	83	2	1 420	68	5	-63
S4	IS	1 580	84	5	8 520	1 210	14	439
	IV	1 930	296	15	6 170	732	12	221
	EV	1 880	81	4	5 550	677	12	195
S7	IS	2 090	103	5	5 800	730	13	178
	IV	3 000	85	3	3 550	120	3	18
	EV	2 280	67	3	3 200	685	21	40

^a Données non disponibles.

Tableau 55 Teneur en carbone organique dissous (COD) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	848	34	4	4 690	655	14	453
	IV	598	31	5	2 390	39	2	300
	EV	590	4	1	2 050	76	4	248
CH	IS	9 600	224	2	3 250	93	3	-66
	IV	8 640	572	7	4 210	474	11	-51
	EV	9 590	108	1	2 890	54	2	-70
AE	IS	711	16	2	1 540	173	11	117
	IV	722	25	3	1 110	184	17	53
	EV	748	32	4	748	120	16	0
M2	IS	1 350	74	6	- ^a			
	IV	1 230	56	5	1 020	50	5	-17
	EV	1 320	61	5	2 060	95	5	56
M4	IS	1 000	16	2	-			
	IV	950	15	2	1 410	163	12	48
	EV	1 070	18	2	1 270	152	12	19
M7	IS	3 140	84	3	2 230	186	8	-29
	IV	2 850	55	2	2 420	103	4	-15
	EV	3 620	37	1	1 470	126	9	-60
S4	IS	1 540	124	8	7 990	1 010	13	418
	IV	1 920	96	5	5 900	806	14	208
	EV	1 600	29	2	6 670	1 660	25	316
S7	IS	1 940	86	4	5 200	511	10	169
	IV	2 770	42	2	3 330	83	2	20
	EV	2 100	30	1	2 870	629	22	37

^a Données non disponibles.

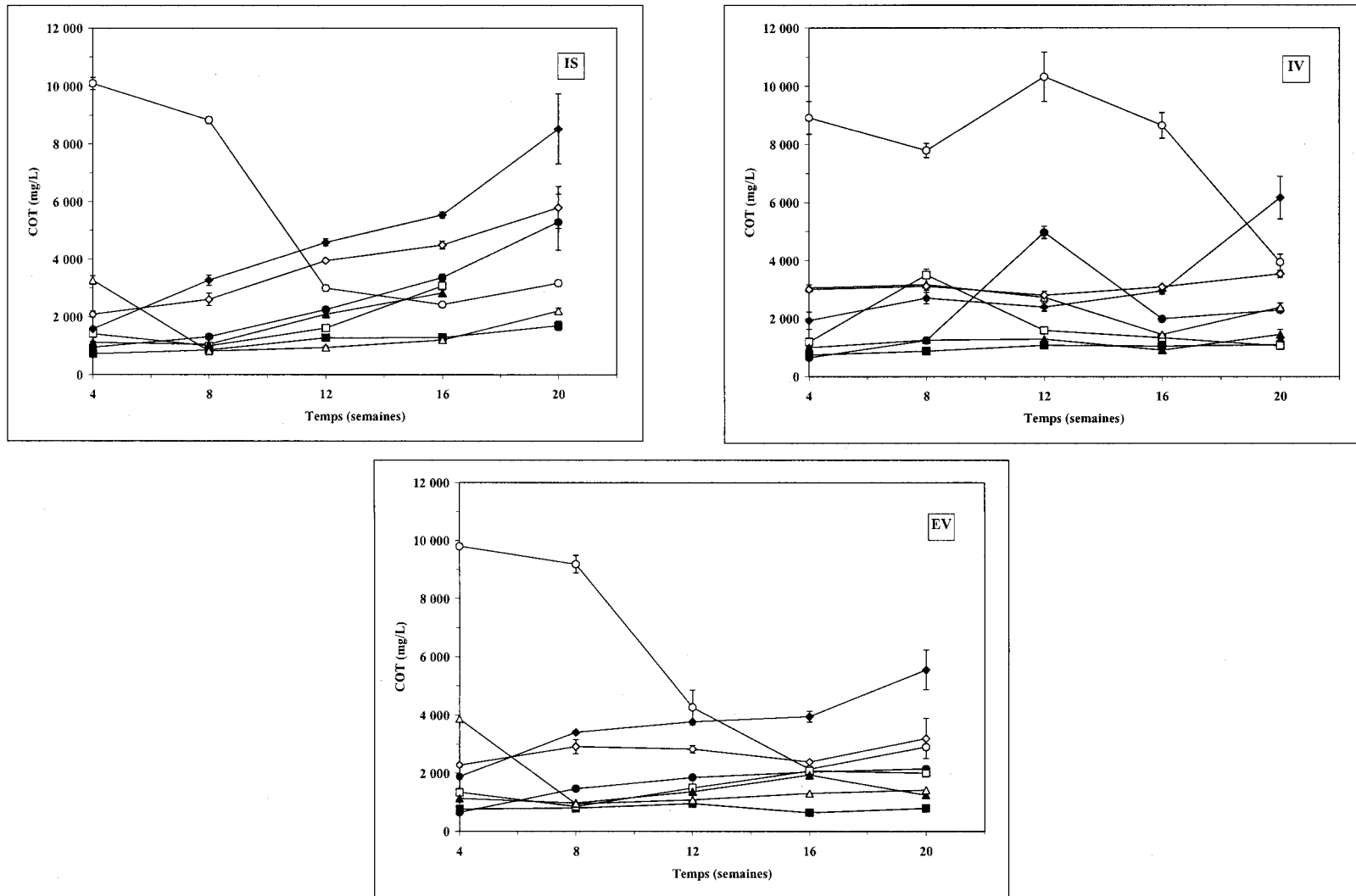


Figure 28 Évolution temporelle du carbone organique total (COT) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

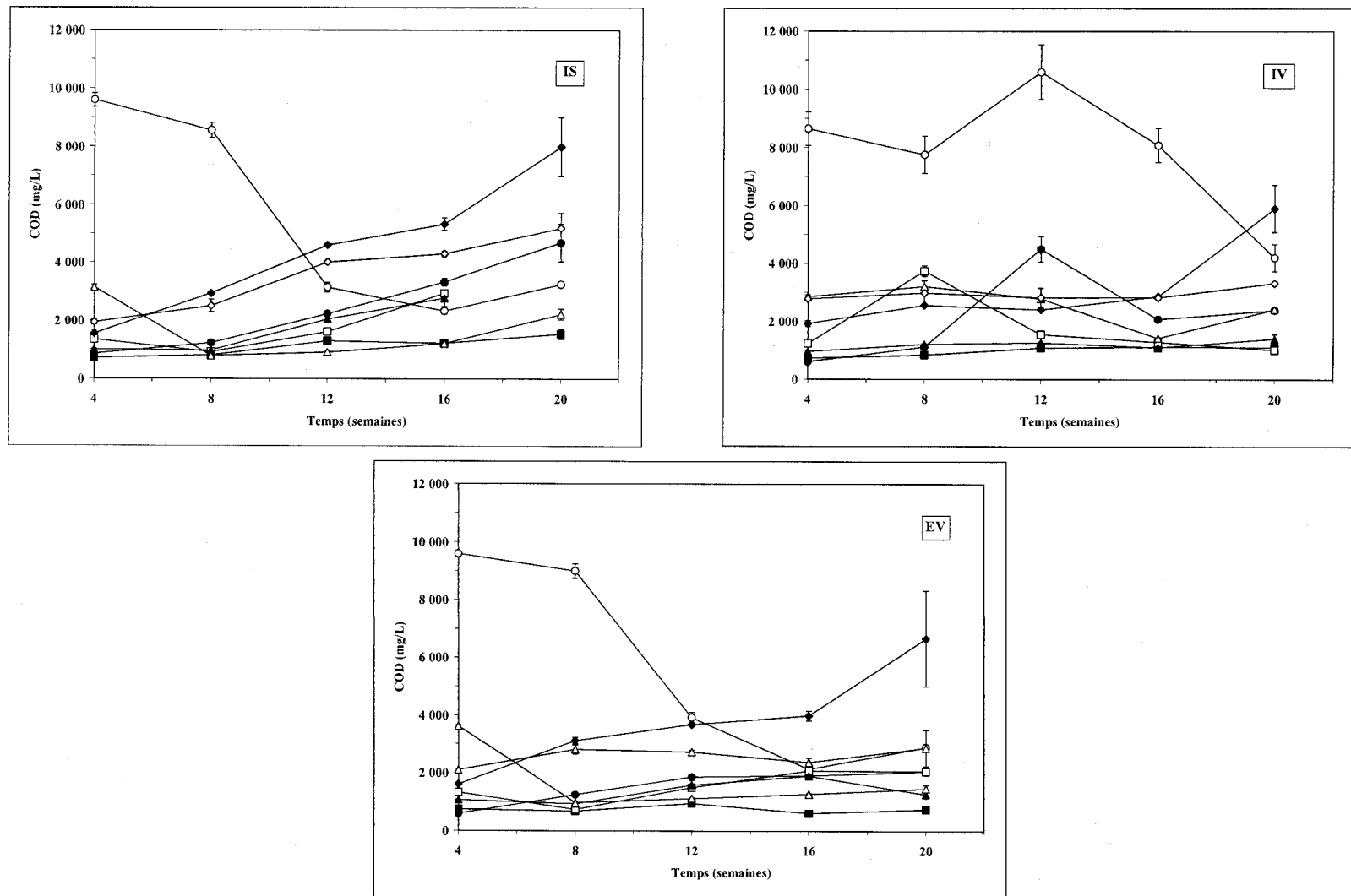


Figure 29 Évolution temporelle du carbone organique dissous (COD) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (Δ) M7, (◆) S4, (◇) S7

Tableau 56 Rapport COD/COT (%) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) en fonction du temps (semaines), et rapport moyen (%) selon les semaines toutes boues confondues

Boues		Temps (semaines)				
		4	8	12	16	20
CO	IS	90	93	99	99	89
	IV	91	89	90	104	104
	EV	91	85	101	94	95
CH	IS	95	97	105	96	102
	IV	97	99	103	93	107
	EV	98	98	92	99	99
AE	IS	98	95	102	95	91
	IV	97	95	100	106	100
	EV	99	86	100	96	95
M2	IS	95	92	100	95	- ^a
	IV	103	106	97	96	96
	EV	99	86	100	100	103
M4	IS	90	93	98	98	-
	IV	95	96	98	120	97
	EV	94	96	117	98	102
M7	IS	96	96	97	101	101
	IV	93	101	102	98	102
	EV	93	102	103	98	103
S4	IS	98	90	101	96	94
	IV	99	94	100	97	96
	EV	85	91	98	101	120
S7	IS	93	96	102	96	90
	IV	92	95	100	91	94
	EV	92	96	96	99	90
Moyenne (%)		95	94	100	99	99

^a Données non disponibles.

Les données présentées dans les Tableaux 54 et 55 et dans les Figures 28 et 29 montrent que les teneurs en COD suivent presque exactement celles du COT, bien que légèrement plus basses. Le Tableau 56 indique en effet que le COT est dissous en moyenne à 97% (rapport moyen du COD/COT calculé tout au long de l'entreposage) en considérant l'ensemble des boues, et ce rapport tend à augmenter légèrement avec les semaines. Les mêmes tendances se retrouvent donc

dans les deux formes de carbone et c'est pour cette raison que celles-ci seront analysées conjointement.

On remarque d'abord une hausse du carbone organique total et dissous dans les eaux de percolation des boues CO, AE, M4, S4 et S7 (stockées dans les trois conditions – IS, IV et EV) et M2 entreposée en conditions EV, tandis que l'on observe une diminution dans les eaux CH et M7 (stockées dans les trois conditions – IS, IV et EV) et M2 entreposée en conditions IV. Dans le cas des augmentations, il est difficile de fournir une explication précise de la cause, car au cours des échantillonnages, les filtres placés au fond des contenants de boues ont été perforés et déchirés, et des particules assez grossières ont pu passer dans la chaudière contenant les eaux. De cette façon, la teneur en carbone organique est faussée. Toutefois, la hausse des teneurs en COD et COT est relativement constante et ceci peut être causé par la dégradation des molécules organiques complexes et insolubles présentes dans les boues en molécules plus simples et solubles entraînées dans les eaux de percolation. La production de biomasse par les microorganismes dégradant les composés complexes présents dans les boues peut aussi engendrer l'augmentation du carbone organique.

En ce qui a trait aux diminutions du carbone organique total et dissous dans les eaux de percolation, il est possible que la volatilisation du carbone (sous forme de CH₄ ou CO₂) a pu influencer quelque peu les teneurs. La diminution d'en moyenne 39% dans les eaux M7 (moyenne des % de variation de la boue M7 indiqués dans le Tableau 54) et d'environ 65% dans les eaux CH (moyenne des % de variation de la boue CH indiqués dans le Tableau 54) semble cependant être reliée à un autre facteur dont l'explication est la suivante. Parmi toutes les eaux recueillies, celles de la boue CH renfermaient le plus de COT et de COD au début de l'entreposage. Le changement drastique de pH qui s'est produit au cours du traitement à la chaux (passage du pH de 5,22 avant traitement à >12 après traitement) a probablement entraîné la destruction de la membrane plasmique (Prescott *et al.*, 1995). Le carbone organique (protéines, acides nucléiques, etc.) qui se trouvait dans les cellules contenues dans les boues a alors été libéré et les molécules étant plus petites, elles se sont plus facilement solubilisées pour se retrouver dans le liquide interstitiel et les eaux de percolation. Au fil des semaines, le carbone de la phase aqueuse des boues a été réintégré dans le matériel cellulaire puis dans la boue, et c'est pour cette raison que l'on observe une diminution dans les eaux analysées.

La température d'entreposage semble causer un léger ralentissement dans les hausses ou les diminutions des teneurs en COT et COD comme en font foi les Figures 27 et 28. Celles-ci illustrent en effet une augmentation du carbone organique moins rapide et plus sujette à des variations dans les boues stockées dans les conditions IV par rapport à celles entreposées IS ou EV. Les températures plus froides causent, comme il l'a été mentionné plusieurs fois dans ce mémoire, un ralentissement du métabolisme des microorganismes, et les modifications des paramètres physico-chimiques dans les eaux et les boues se font plus lentement qu'aux températures moins restrictives de l'entreposage IS ou EV.

Selon l'APHA (APHA, 1999), les eaux usées peuvent contenir plus de 100 mg/L de COT et les valeurs obtenues au cours de ce projet oscillent autour de 2 900 mg/L. Cela suggère que ces eaux sont très contaminées et qu'elles doivent être récupérées et traitées avant tout rejet dans le milieu récepteur.

5.3.2.3. *Phosphore*

Les résultats concernant l'analyse du P-PO₄ ainsi que du P_{tot} sont exposés aux Tableaux 57 et 58, ainsi qu'à la Figure 30.

En comparant les données des Tableaux 57 et 58, il est possible de dire que celles-ci évoluent sensiblement de la même façon au cours du temps. Les teneurs en P_{tot} sont pour la plupart un peu plus élevées que celles du P-PO₄ (la méthode de digestion du P_{tot} permet de digérer la matière organique) mais la majorité du phosphore en phase aqueuse se retrouvant en P-PO₄, on peut prétendre que le P_{tot} des eaux est quasiment similaire au P-PO₄. De plus, si l'on construit les courbes d'évolution temporelle du P_{tot} en fonction des types de boues, on remarque qu'elles ont la même allure que celles du P-PO₄ et ce, peu importe les conditions de stockage imposées. Ces deux formes de phosphore seront donc analysées conjointement.

Les Tableaux 57 et 58 indiquent tout d'abord, une fois les étendues de variation considérées, une forte augmentation de plus de 153% dans le cas du P-PO₄ et de plus de 37% dans le cas du P_{tot}, des teneurs en phosphore dans l'ensemble des eaux recueillies entre les semaines 4 et 20. Le type de traitement initial ou les conditions d'entreposage ne modifient pas la tendance à l'augmentation des teneurs en phosphore dans les eaux.

Tableau 57 Teneur en phosphates (P-PO₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	58,1	1,6	3	586	35,9	6	909
	IV	12,9	0,9	7	216	15,7	7	1 580
	EV	22,3	0,5	2	364	13,6	4	1 530
CH	IS	0,9	0,0	5	42,0	0,7	2	4 750
	IV	3,9	0,1	3	42,8	0,7	2	1 000
	EV	0,9	0,1	14	49,5	2,3	5	5 130
AE	IS	5,2	0,1	1	45,4	2,1	5	769
	IV	1,9	0,2	8	28,5	2,6	9	1 360
	EV	3,0	0,2	8	23,9	0,8	3	692
M2	IS	0,9	0,1	12	- ^a			
	IV	0,6	0,0	2	11,6	0,6	6	1 900
	EV	0,2	0,0	9	250	9,3	4	131 000
M4	IS	1,0	0,1	13	-			
	IV	0,2	0,0	17	15,1	0,7	5	7 390
	EV	0,4	0,1	32	46,4	1,9	4	13 100
M7	IS	0,2	0,0	13	15,4	1,2	8	6 510
	IV	0,3	0,0	1	11,3	0,4	3	3 220
	EV	0,1	0,0	15	10,8	1,4	13	11 200
S4	IS	119,1	1,6	1	829	29,2	4	596
	IV	26,7	0,6	2	280	8,9	3	949
	EV	178,0	1,9	1	659	43,0	7	270
S7	IS	4,8	0,1	1	91,5	3,7	4	1 820
	IV	1,3	0,3	25	55,4	0,4	1	4 080
	EV	17,9	0,2	1	45,3	2,9	6	153

^a Données non disponibles.

Tableau 58 Teneur en phosphore total (P_{tot}) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moyenne (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	70,1	1,7	2,5	657	64,3	9,8	837
	IV	21,5	0,8	3,5	271	6,2	2,3	1 160
	EV	32,3	0,1	0,4	439	10,7	2,4	1 260
CH	IS	17,0	0,4	2,3	27,5	0,4	1,4	61
	IV	20,8	1,0	4,6	39,3	2,7	6,8	89
	EV	18,1	0,2	0,9	38,0	0,1	0,4	110
AE	IS	11,5	0,0	0,2	48,9	3,6	7,3	327
	IV	10,2	0,2	2,2	25,6	0,9	3,5	150
	EV	9,9	0,6	5,9	16,2	0,6	3,8	64
M2	IS	1,8	0,0	1,7	- ^a			
	IV	1,5	0,0	3,3	2,2	0,2	6,8	51
	EV	2,6	0,1	3,7	287	11,8	4,1	10 900
M4	IS	3,2	0,1	3,1	-			
	IV	0,8	0,0	4,8	7,6	0,3	4,4	812
	EV	2,1	0,0	1,0	45,3	1,8	4,0	2 100
M7	IS	2,1	0,0	1,5	10,7	0,2	1,8	418
	IV	3,3	0,1	3,3	8,7	1,2	13,4	162
	EV	1,9	0,1	6,2	4,7	0,6	12,5	150
S4	IS	129,2	3,6	2,8	966	50,3	5,2	648
	IV	34,1	0,5	1,4	355	32,8	9,2	940
	EV	184,2	1,1	0,6	764	9,0	1,2	315
S7	IS	18,3	1,4	7,7	116	1,4	1,2	534
	IV	21,2	0,4	1,8	79,9	3,2	4,0	276
	EV	34,9	1,1	3,2	47,8	1,6	3,4	37

^a Données non disponibles.

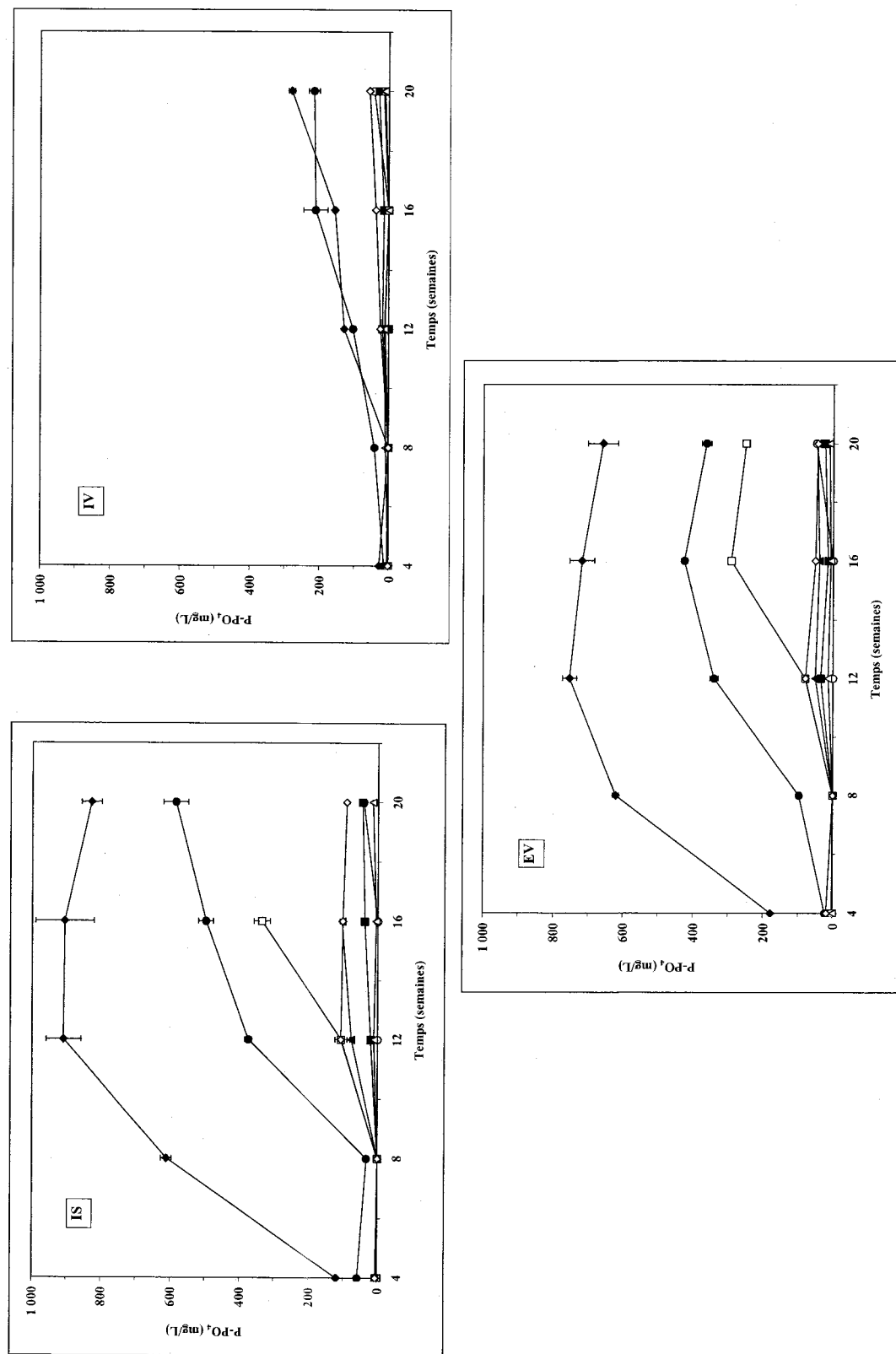


Figure 30 Évolution temporelle des phosphates (P-PO₄) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

Au cours de la dégradation de la matière organique contenue dans les boues et de la mort cellulaire (ou inactivation bactérienne), il y a modification du phosphore particulaire ou organique en phosphates solubles qui peuvent alors se retrouver dans les eaux de percolation. Ceci explique donc l'augmentation constante du phosphore dans les eaux. Des particules granulaires de matière organique ont également pu traverser la membrane filtrante placée dans le fond du récipient contenant les boues stockées, celle-ci étant perforée. C'est probablement ce qui a engendré des valeurs de P_{tot} plus élevées dans la majorité des cas. Des contaminations lors des analyses du P-PO₄ peuvent quant à elles expliquer pourquoi certaines valeurs sont plus élevées que celles du P_{tot} pour une même eau de percolation.

Le mode de stockage semble avoir un effet sur la rapidité d'évolution des teneurs en phosphore dans les eaux de percolation. On constate en effet à la Figure 30 que la hausse des teneurs est plus marquée dans les eaux issues des boues stockées dans les conditions IS et EV que dans les eaux issues des boues entreposées sous les températures IV. Les températures plus froides du stockage IV ralentissent le métabolisme des microorganismes des boues. Ainsi, la dégradation de la matière organique se fait plus lentement et les modifications des paramètres physico-chimiques sont plus lentes qu'à des températures maintenues autour de 20°C. Les boues entreposées en conditions IS ou EV sont donc plus sujettes à générer des eaux de percolation nuisibles pour les cours d'eau environnants.

5.3.2.4. Métaux et nutriments

Cette section est consacrée à l'évolution des teneurs en nutriments et en métaux enregistrées dans les eaux de percolation entre la 4^e et la 20^e semaine d'entreposage. Les tableaux associés à ces résultats sont présentés à l'Annexe 4. Les concentrations d'As, de Cd, de Co et de Pb sont demeurées majoritairement en-deçà de la limite de détection de la méthode tout au long du stockage et ne seront donc pas analysés. Ces derniers éléments étant faiblement concentrés dans les boues, il est logique de les retrouver en faible quantité dans les eaux.

Les résultats présentés aux Tableaux 79 à 92 ne permettent pas de faire ressortir des tendances comme dans le cas des boues quant à l'évolution temporelle des concentrations en nutriments dans les eaux de percolation, bien que les étendues de variation puissent indiquer une différence des moyennes obtenues. Le type de traitement des boues ainsi que le mode

d'entreposage ne semblent pas avoir d'effets sur l'entraînement des nutriments et des métaux vers les eaux de percolation au fil des semaines d'entreposage. La remontée du pH des boues et des eaux autour de 8,0-8,5 n'est effectivement pas propice à la solubilisation des éléments nutritifs et c'est probablement pour cette raison que de grandes variations sont observées. Les filtres placés dans le fond des contenants de boues étant perforés, il est possible que des particules de boues soient entraînées dans les eaux et que les éléments complexés à la matière organique ont été libérés lors de la digestion avant l'analyse à l'ICP. L'augmentation n'est donc pas nécessairement le fruit de la solubilisation. La baisse de la concentration en nutriments ou en métaux observée dans certains échantillons de boues selon les conditions de stockage imposées peut être causée par la diminution des teneurs en eau dans les boues, qui provoque un déplacement des éléments vers la phase aqueuse. On note toutefois une légère augmentation globale des teneurs en Cu et en Cr au cours du stockage, sauf dans le cas de la boue M2 entreposée en conditions IV.

Il est intéressant aussi d'analyser le profil des courbes (voir Annexe 5) de l'Al dans ces eaux. Celles-ci ont en effet la même allure que celles du phosphore (P-PO₄ et P_{tot}) dans les eaux et celles qui sont les plus concentrées en Al sont les eaux issues CO et S4 comme dans le cas du phosphore. Il est alors possible de prétendre à un lien entre le P et l'Al comme mentionné à la section 5.2.2.4.

Les eaux de percolation récoltées au cours de l'entreposage doivent répondre aux normes de la ville de Québec qui établit des teneurs maximales de rejet à l'égout : As < 1mg/L, Cd < 2mg/L, Cr < 5mg/L, Cu < 5mg/L, Hg < 0,05mg/L, Ni < 5mg/L, Pb < 2mg/L, sulfures < 10mg/L et Zn < 10mg/L. L'ensemble des eaux recueillies respecte les normes de rejet à l'égout. Toutefois, les teneurs en soufre dans l'ensemble des boues, qui sont de l'ordre de 15 à 486 mg/L, sont propices à la formation de sulfures qui ne doivent pas dépasser 10mg/L. Il faut donc gérer ces eaux de percolation avec prudence. Il existe également en France une réglementation concernant les eaux de lixiviation de déchets dangereux stockés (Janin, 2005). Les teneurs maximales des effluents liquides des installations de stockage sont de 0,1mg/L pour l'As, de 0,2 mg/L pour le Cd et de 0,5 mg/L pour le Pb. Les eaux de percolation analysées étaient pour la plupart conformes aux normes en vigueur dans ce cas-ci.

5.4. Améliorations à apporter au projet

Le présent projet a couvert un nombre important de paramètres physico-chimiques et biologiques au cours de l'entreposage et ceci a entraîné quelques lacunes qui auraient permis de mieux interpréter les résultats si elles avaient été comblées. Si les installations l'avaient permis, il aurait tout d'abord été intéressant d'utiliser, en plus de plus gros volumes de boues pour éviter les petites masses résiduelles à la fin de l'entreposage, trois réplicats pour un même mode de stockage afin d'augmenter la validité des résultats obtenus. Pour plus de précision et de détails, il aurait peut-être aussi été intéressant de suivre l'évolution de moins de paramètres différents pour analyser ceux retenus plus en profondeur. De plus, certaines données physiques relatives à l'évaporation et à la masse des boues dans les contenants au fil des semaines n'ont pas été prises et celles-ci auraient permis d'analyser les différents paramètres en termes de bilan de masse. Ceci aurait permis de mieux schématiser les pertes dues à la volatilisation ou à la solubilisation dans les eaux de percolation par exemple.

Le POR des boues et des eaux aurait aussi pu être mesuré au cours de l'échantillonnage et non seulement à la fin de l'entreposage, car il aurait fourni un indice fiable sur les conditions d'oxydoréductions dans ces deux milieux. Dans le même ordre d'idées, un dénombrement de bactéries anaérobies ou anaérobies facultatives représentatives dans les boues aurait pu permettre de suivre l'évolution de l'activité microbienne en absence d'oxygène et de voir s'il y a bel et bien une succession de population au cours du stockage. Des tests d'odeurs mesurant l'intensité de celle-ci auraient aussi pu permettre de comparer les odeurs des boues avec les critères O_1 , O_2 et O_3 du Ministère de l'Environnement du Québec (Environnement Québec, 2004).

Enfin, bien que planifiée au départ mais abandonnée à la suite de problèmes techniques, l'utilisation de boues anaérobies aurait permis d'avoir un échantillon de biosolides représentant mieux l'ensemble des types de biosolides pouvant être obtenus à la suite du traitement des eaux usées municipales.

6. Conclusions et recommandations

Les objectifs de ce projet visaient à déterminer l'impact physico-chimique et biologique de l'entreposage de boues d'épuration déshydratées en fonction du mode de traitement des boues, du mode de stockage, ainsi que du pH initial de la boue. Les études réalisées ont permis de faire ressortir les variables de traitement et de stockage ayant le plus d'impact sur les modifications physico-chimiques et biologiques des boues, en plus de mettre en évidence les paramètres qui sont les plus susceptibles de varier au cours du stockage.

Les résultats ont tout d'abord montré que l'évolution de la siccité des boues au cours du stockage est plus fortement influencée par le mode de stockage que par le traitement appliqué aux boues avant l'entreposage. Dans une moindre mesure, la siccité initiale de la boue influence aussi le comportement de la boue et les paramètres de déshydratation doivent être ajustés en conséquence si l'on veut minimiser la perte d'eau au cours du stockage. Une teneur en ST d'environ 15% semble être idéale pour l'entreposage. Le processus de congélation-décongélation affecte aussi beaucoup la percolation de l'eau et donc, l'assèchement des boues. Par conséquent, les eaux contenues dans des boues entreposées à des températures hivernales vont perdre massivement leur contenu en eau lors de la période de dégel et ces eaux doivent être récupérées si elles sont susceptibles d'être contaminées. Le volume d'eau recueilli au cours de l'entreposage est d'ailleurs étroitement relié à l'évolution des ST dans les boues. En ce qui a trait aux SV, on observe une légère diminution au fil des semaines causée par la minéralisation de la matière organique. La température hivernale d'entreposage engendre ici aussi un ralentissement, bien que faible, des changements observés dans les boues.

Après 8 semaines d'entreposage, l'ensemble des boues et des eaux de percolation atteint un pH autour de 8,0-8,5 qui se maintient par la suite jusqu'à la fin. Plus la température de stockage est élevée, plus la matière organique contenue dans les boues est dégradée rapidement et plus l'azote ammoniacal généré alcalinise rapidement le milieu, jusqu'à l'atteinte d'un équilibre dû à la présence d'acides organiques entre autres. L'application de boues stockées sur des sols faiblement acides pourrait donc contribuer à rétablir leur pH. De plus, le pH des boues se stabilise autour d'une même valeur (autour de 8,0-8,5) peu importe le traitement ou le pH initial des boues. Il n'est donc pas nécessaire de neutraliser les boues si elles sont destinées à un stockage en vue de l'épandage, sauf peut-être dans le cas d'un entreposage hivernal. Le POR

mesuré dans les boues entreposées indique quant à lui une modification des conditions d'oxygénation. Celles-ci passent d'un milieu fortement oxydant à la semaine 0, dû à la présence d'oxygène, à un milieu très réducteur (anoxique ou anaérobie) peu importe le type de traitement des boues ou le mode d'entreposage après 20 semaines. Les microorganismes pouvant survivre en absence d'oxygène sont donc favorisés au fil des semaines, ce qui peut engendrer la respiration anaérobie et/ou la fermentation de la matière organique. Du côté des odeurs désagréables, il y a globalement une diminution de celles-ci dans les boues peu importe les conditions d'entreposage imposées ou le traitement initial appliqué aux boues, car le potentiel putrescible des boues diminue au fur et à mesure que la matière organique est dégradée. Le stockage contribue donc à la stabilisation des biosolides.

L'entreposage favorise l'augmentation de l'azote ammoniacal peu importe le type de traitement appliqué aux boues. Un stockage en conditions IV diminue la quantité de N-NH₄ formé par rapport au stockage IS et EV. Les hausses sont probablement dues à la dégradation des composés organiques azotés par des populations de microorganismes qui se succèdent entre les conditions aérobies et les conditions anaérobies. En ce qui a trait aux nitrates, on note une baisse des teneurs au cours de huit premières semaines de stockage due à l'établissement des conditions anaérobies engendrant la dénitrification. Par la suite, il y a nitrification en surface des boues lorsque l'azote ammoniacal est de nouveau disponible. Le mode d'entreposage ou le traitement des boues n'a pas d'effets marquants sur l'évolution des nitrates. Lorsque l'on analyse les teneurs en N-NTK, on constate que celles-ci varient peu au cours des semaines d'entreposage et que le traitement ou le mode de stockage des boues n'a pas d'effets notables sur les résultats obtenus. En reliant l'azote NTK à l'azote ammoniacal par ailleurs, il est possible de dire que la charge totale en azote NTK reste la même mais que le contenu en N-NH₄ augmente beaucoup, dû à la dégradation de la matière organique. Bien que l'azote total NTK reste stable au cours du stockage, le pourcentage d'azote sur la masse sèche augmente quant à lui, parce que la matière organique contenue dans la masse sèche se transforme en composés volatils perdus lors du séchage. Les teneurs en carbone demeurant globalement stables tout au long de l'entreposage peu importe le mode de stockage ou le traitement des boues, et celles en azote ayant tendance à diminuer, on observe au fil des semaines une augmentation du ratio C/N (de 8,6 au début à 11,4 à la fin de la période de stockage).

Le P-PO₄ a quant à lui tendance à augmenter pendant les quatre dernières semaines de stockage. Cette transformation semble être due au passage du phosphore sous forme particulaire à une forme soluble suite à la dégradation de la matière organique phosphorée ou à la mortalité cellulaire qui induit la libération des substances intracellulaires. Ces transformations sont observées seulement à la fin de la période d'entreposage mais il se peut que la précipitation avec l'Al, le Ca ou le Fe ait «masqué» le phénomène de solubilisation du phosphore au cours des semaines. En ce qui a trait au pourcentage de soufre dans l'ensemble des boues, peu importe le mode de traitement ou d'entreposage, celui-ci ne varie pas significativement entre le début et la fin du stockage. Les teneurs en P_{tot} et en S_{tot} suivent par ailleurs les données des autres nutriments et métaux analysés à la suite d'une digestion partielle au HNO₃ et évoluent sensiblement de la même façon pour un même type de boue. Les augmentations sont fonction majoritairement du facteur de concentration des boues et donc, de la digestion de la matière organique (perte en ST). Dans le cas des teneurs en nutriments analysés à la suite d'une extraction Mehlich₃, on remarque une plus grande disponibilité au début de l'entreposage qu'à la fin des 20 semaines de stockage et cette variation est attribuable à la diminution du contenu en eau des boues.

Les paramètres biologiques analysés dans les boues permettent de tirer les conclusions suivantes. L'entreposage de 20 semaines permet d'éliminer les CF dans la plupart des cas étudiés, même si les boues sont stockées à des températures hivernales. Le traitement préalable des boues avant le stockage n'a pas d'impact majeur sur la charge finale en CF après 20 semaines mais il en détermine la charge initiale. L'entreposage des boues permet ainsi l'atteinte de la classe américaine A et de la catégorie québécoise P1 pour ce paramètre. Concernant les BHA, une stabilisation autour de 1×10^9 UFC/g a été notée dans les boues, ce qui semble correspondre à l'atteinte de la phase stationnaire de la croissance bactérienne. Cette phase stationnaire est plus rapidement atteinte dans les boues stockées dans les conditions IS ou EV que dans celles entreposées IV, ce qui indique encore une fois que le mode de traitement a beaucoup moins d'impact que le mode de stockage. Les salmonelles sont quant à elles efficacement éliminées dans les boues CO, CH, AE et S7 et les normes québécoises P1 et américaines A sont atteintes pour les boues CO, CH et S7. Aucune tendance n'a pu être ressortie en ce qui concerne les SF. En ce qui concerne le TCO, une diminution de celui-ci a été notée dans les boues où les conditions initiales étaient favorables à la croissance des microorganismes

aérobies, alors qu'une augmentation a été enregistrée dans les boues où la prolifération des microorganismes était limitée. Le TCO atteint après 20 semaines de stockage (5 000 mg O₂/kg SV/h) ne permet toutefois pas de comparer les boues stockées à un compost mature (< 400 mg O₂/kg SV/h).

Les eaux de percolation récoltées ont permis de montrer que l'azote ammoniacal y est solubilisé en partie et que les teneurs augmentent globalement au fil des semaines d'entreposage. Les conditions de stockage IV, entraînent une baisse des concentrations de N-NH₄ dans les eaux de percolation comparativement aux eaux issues des boues stockées dans les conditions IS et EV. Aucune tendance à la hausse ou à la baisse n'a pu être décelée en ce qui a trait aux nitrites-nitrates. Le carbone organique contenu dans les eaux est quant à lui sous forme dissoute à 97% en moyenne tout au long de l'entreposage et tend à augmenter légèrement au cours des semaines. Ici aussi, le mode d'entreposage IV semble ralentir l'évolution du carbone organique dans les eaux. Celles-ci sont en moyenne chargées à 2 900 mg/L de carbone organique, ce qui représente une très forte contamination qui doit être considérée avant le rejet de ces eaux. En ce qui a trait au phosphore contenu dans les eaux (P-PO₄ et P_{tot}), celui-ci augmente entre les semaines 4 et 20 sans égard au mode de traitement des boues ou aux conditions d'entreposage, bien que le stockage IV ralentisse la vitesse de cette hausse. Les métaux et nutriments contenus dans les boues ne semblent pas se solubiliser massivement dans les eaux au cours du stockage, et le mode de traitement ou de stockage des boues n'a pas d'influence distincte. Bien que les eaux rencontrent les normes de rejet à l'égout, il faut cependant considérer leur potentiel de formation de sulfures et donc en disposer de façon sécuritaire et/ou les retourner en tête de station.

Bien que les boues analysées au cours du présent projet ne respectent pas les normes d'épandage, notamment en ce qui a trait au Mo, les résultats obtenus permettent de faire ressortir quelques tendances globales, notamment au niveau de l'influence de la température de stockage par rapport au traitement des boues. Le mode de traitement des boues (chaulage, stabilisation aérobie, Metix ou Stabiox) ne semble pas avoir une influence distincte sur les changements se déroulant dans les boues au cours des 20 semaines, sauf peut-être au niveau de la reviviscence microbienne, tandis que le mode d'entreposage (IS, IV ou EV) influe grandement sur plusieurs paramètres (pH, solides, CF, BHA, TCO, azote, phosphore, carbone). Le stockage IV par exemple, qui soumet les boues à des températures qui ralentissent la vitesse des changements s'y

déroulant, pourrait empêcher des boues acides, comme M2 et M4 par exemple, d'être épandues même à la suite d'un stockage de plus de 150 jours. Il est toutefois possible d'ajuster le pH des boues avant l'épandage. Au cours des essais d'entreposage IV de la présente étude, seule l'influence de la température a été mesurée alors qu'un stockage à l'extérieur peut être soumis aux précipitations ou à une foule d'autres facteurs. Il faut donc considérer les résultats du présent projet comme préliminaires.

Il ne semble pas par ailleurs y avoir de différences majeures entre l'évolution des paramètres dans les boues stockées IS ou EV et donc, le choix d'un de ces deux modes d'entreposage repose sur les besoins et les moyens de l'utilisateur. Il est à noter que dans tous les cas, les eaux de percolation doivent être récupérées et gérées de manière sécuritaire, vue leur contamination.

L'entreposage des biosolides n'entraîne pas de diminution dans les teneurs en éléments fertilisants et donc, la qualité agronomique demeure stable ou peut même augmenter. Il serait donc possible d'utiliser une période de stockage afin d'augmenter la valeur fertilisante des boues avant leur valorisation agricole. Il faut toutefois porter une attention particulière aux charges fertilisantes maximales par hectare ou par année par exemple si les teneurs en azote ammoniacal, pour ne considérer que celui-là, ont tendance à augmenter. De plus, la qualité microbiologique des boues semble s'améliorer de par l'entreposage, notamment au niveau des salmonelles et des CF, ce qui augmente le potentiel de valorisation de boues entreposées.

Ce projet a permis de démontrer que l'entreposage des boues avant leur épandage n'influe pas négativement sur les caractéristiques physico-chimiques biologiques des boues. De plus, l'ensemble des boues évolue sensiblement de la même façon au cours de l'entreposage. Donc, le mode de traitement des boues préalable importe peu lorsqu'un stockage de plus de 150 jours sous des conditions estivales ou à l'intérieur sera réalisé. Par contre, dans l'optique de la réutilisation sécuritaire et comportant le moins de risques pour l'environnement et la santé humaine, l'épandage de boues décontaminées Metix semble être la meilleure option. Il serait effectivement souhaitable d'utiliser des boues décontaminées en métaux comparativement à des boues stabilisées aérobiquement par exemple car elles auront sensiblement les mêmes caractéristiques après un entreposage.

Au cours de travaux futurs, il serait intéressant de concentrer l'étude des effets de l'entreposage sur des paramètres plus précis afin de mieux cerner l'intérêt de l'entreposage des

biosolides. Par exemple, une étude détaillée des populations bactériennes se succédant au cours de la période de stockage pourrait permettre de mieux comprendre les transformations de la matière organique s'y déroulant. De plus, des essais de fertilisation sur différents types de culture auraient ajouté une dimension plus pratique au projet. Enfin, des essais de stockage à l'extérieur en calculant les effets des différents paramètres météorologiques sur l'évolution des caractéristiques des boues auraient pu permettre de mieux soupeser les avantages et les inconvénients d'un entreposage à grande échelle en champs.

7. Références

- Ahmed A.U. et D.L. Sorensen. 1995. Kinetics of pathogen destruction during storage of dewatered biosolids. *Water Environment Research* 67, no. 2: 143-149.
- Ahmed A.U. et D.L. Sorensen. 1997. Autoheating and pathogen destruction during storage of dewatered biosolids with minimal mixing. *Water Environment Research* 69, no. 1: 81-94.
- Andreason P. 2001. Chemical stabilization. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- APHA. 1999. *Standards methods for the examination of water and wastewater*. APHA, AWWA et WPCF, 20^{ième} Édition, Washington, D.C.
- Banks C.J. et S. Heaven. 2001. Landfilling. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Baron D., J. Carre, A. Twema, S. Chevrier, V. Regnier et C. Guiguen. 1989. Effects of storage on the physico-chemical, microbiological and parasitological characteristics of biological sludges. *Environmental Technology Letters* 10: 731-742.
- Beauchesne I. 2003. *Procédé de décontamination des boues d'épuration municipales : Analyse de l'effet des conditions opératoires sur la performance du procédé*. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc, 171 pages.
- Benmoussa H. 1997. *Étude conjointe de la biolixiviation des métaux lourds et de la stabilisation des boues de stations d'épuration*. Thèse de doctorat, INRS-Eau, Université du Québec Sainte-Foy, Qc.
- Blais, J.F., G. Mercier et P. Drogué (2006) *Method for stabilizing and conditioning urban and industrial wastewater sludge*. Demande de brevet américain No. US 2005/077245 A1, 14 avril 2005, Demande de brevet canadien No. CA 2.468.714.
- Blais J.F., R.D. Tyagi et J.C. Auclair. 1993. Metals removal from sewage sludge by indigenous iron-oxidizing bacteria. *Journal of Environmental Science and Health A28*, no. 2: 443-467.

- Blais J.F., J.L. Sasseville, J.P. Raboud, G. Mercier, M. Lounès, M. Chartier et N. Meunier. 2000. *Étude pilote du procédé METIX pour l'enlèvement des odeurs et des métaux dans la chaîne de production des granules de boues de la station d'épuration de la CUM en vue de leur valorisation*. Rapport de recherche R-556, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc.
- Blais J.F. 2005. *Notes de cours, Assainissement des eaux usées, Eau 454*. INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc, 495 pages.
- Blais J.F. et J.L. Sasseville. 1996. *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*. Rapport de recherche No. 429. INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc.
- Blais J.F., F. Shooner, R.D. Tyagi, N. Meunier, A.S. Vidyarthi et R.Y. Surampalli. 2001. Class A pathogen reduction in the SSDML process. *Practice Periodical Toxic Hazardous Radioactive Waste Management* 5, no. 2: 48-57.
- Blais J.F., N. Meunier, G. Mercier, P. Drogui et R.D. Tyagi. 2004. Pilot plant study of simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching. *Journal of Environmental Engineering* 130, no. 5: 516-525.
- Blais J.F., N. Meunier, J.L. Sasseville, R.D. Tyagi, G. Mercier et F. Hammy. 2004. Hybrid chemical and biological process for decontaminating sludge from municipal sewage. Brevet américain no. 10,060,277.
- Blais J.F., R.D. Tyagi, J.C. Auclair et M.C. Lavoie. 1992. Indicator bacteria reduction in sewage sludge by a metal bioleaching process. *Water Research* 26, no. 4 : 487-495.
- Bliefert C. et R. Perraud. 2001. *Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets*. DeBoeck, Paris, France, 477 pages.
- Boudreault P. et J.F. Blais. 2002. Optimisation de la technologie STABIOX pour la stabilisation, la désodorisation et l'amélioration de la déshydratation des boues de papetières. Association des Industries Forestières du Québec, Atelier sur la R&D en valorisation des résidus, Compte-rendu, 5 mars 2002, Sainte-Foy, Qc.
- Brohon B., C. Delolme et R. Gourdon. 1999. Qualification of soils through microbial activities measurements: influence of the storage period on INT-reductase, phosphatase and respiration. *Chemosphere* 38, no. 9: 1973-1984.

- Bureau de normalisation du Québec. 2005. *Amendements organiques – Composts*. Bibliothèque nationale du Québec, CAN/BNQ 0413-200.
- Bureau M.A. 2004. *Stabilisation et traitement électrochimique des boues d'épuration municipales et industrielles*. Mémoire de maîtrise, INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc, 107 pages.
- Butler T.A., L.J. Sikora, P.M. Steinhilber et L.W. Douglas. 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 30, no. 6: 2141-2148.
- Castro H., M. Queirolo, M. Quevedo et L. Muxi. 2002. Preservation methods for the storage of anaerobic sludges. *Biotechnology Letters* 24: 329-333.
- Charbonneau H., M. Hébert et A. Jaouich. 2000. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec - partie 1: aspects quantitatifs. *Vecteur Environnement* 33, no. 6: 30-51.
- Charbonneau H., M. Hébert et A. Jaouich. 2001. Portrait de la valorisation agricole des matières résiduelles fertilisantes au Québec - partie 2: Contenu en éléments fertilisants et qualité environnementale. *Vecteur Environnement* 34, no. 1: 56-60.
- Chen X., G. Chen et P.L. Yue. 2000. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology* 19, no. 1-2: 65-76.
- Collins A.G., S. Mitra et S.G. Pavlostathis. 1991. Microwave heating for sludge dewatering and drying. *Research Journal of Water Pollution Control Federation* 63, no. 6: 921-924.
- Coriton G., G. Leboucher et C. Bonnin. 1999. Saphyr : A flexible final route. *Proceedings of conference : Disposal and utilisation of sewage sludge : Treatment methods and application modalities*, no. 119-130, IAWQ, Athènes.
- Couillard D., G. Mercier, G. Roberge, M. Chartier, J.F. Blais et J.L. Sasseville. 1993. *Mise au point d'un procédé industriel au FeSO₄.7H₂O pour la décontamination des boues résiduaires d'usine d'assainissement des eaux usées urbaines, Tome I et II*. Rapport de recherche, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc.
- Dentel S.K. 2001. Conditioning. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinoso L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Desjardins B. et P. Lessard. 1992. Digestion aérobie des boues : principes, modélisation et contrôle. *Science et Techniques de l'Eau* 25, no. 2: 119-136.

- Desjardins M.A. et F.G. Brière. 1994. Caractérisation des boues d'étangs aérés facultatifs. *Science et Techniques de l'Eau* 27, no. 4: 45-56.
- Dilek Sanin F., P.A. Vesilind et C.J. Martel. 1994. Pathogen reduction capabilities of freeze-thaw sludge conditioning. *Water Research* 28, no. 11: 2393-2398.
- Dohanyos M. et J. Zabranska. 2001. Anaerobic digestion. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Drogui P., J.F. Blais et G. Mercier, R. Tremblay et S. Picher. 2003. *Procédé de stabilisation et de conditionnement des boues de papetière et municipales*. Rapport de recherche R-639, INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc, 112 pages.
- Drogui P., J.F. Blais et G. Mercier. 2005. Hybrid process for heavy metal removal from sewage sludge. *Water Environment Research* 77, no. 4: 372-80.
- Drogui P., M.A. Bureau, J.F. Blais et G. Mercier. 2004. Procédé électrochimique de stabilisation et pré-conditionnement des boues d'épuration municipales et industrielles. Demande de brevet canadien no. 2,511,091.
- Drogui P., S. Elmaleh, M. Rumeau, C. Bernard et A. Rambaud. 2001. Oxidising and disinfecting by hydrogen peroxide produced in a two-electrode cell. *Water Research* 35, no. 13: 3235-3241.
- Environnement Québec, Direction du milieu rural. 2004. *Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires*. Envirodoq ENV/2004/0020, 127 pages.
- Faulmann E.L. et T.J. Logan. 2001. Method for treating ammonia-containing organic waste. Brevet américain No. 6,248,148.
- Furr A. 1976. Multi-element and chlorinated hydrocarbon analysis of municipal sewages of American cities. *Environmental Science and Technology* 10: 683-687.
- Gibbs R.A., C.J. Hu, G.E. Ho et I. Unkovich. 1997. Regrowth of faecal coliforms and salmonellae in stored biosolids and soil amended with biosolids. *Water Science and Technology* 35, no. 11-12: 269-75.
- Harvey M. et J. Leclerc. 1990. *Recherche sur les effets d'entreposage des boues d'épuration et comparaison des valeurs fertilisantes des boues liquides versus les boues déshydratées : volet IV*,

- Phase I : Essais d'entreposage*, Rapport # 2139-01, Aquatech – Urgel Delisle et Associés (UDA), St-Charles-sur-Richelieu, Qc, 104 pages.
- Janin A. 2005. *Étude des réglementations québécoises, canadiennes, américaines, européennes et françaises concernant les teneurs en métaux dans les rejets industriels et municipaux*. INRS-ETE, Québec, 91 pages, Non publié.
- Jacobs A et M. Silver. 1990. From ocean disposal to landfill cover. *Water Engineering and Management* 137: 28-31.
- Jepsen S.E., M. Krause et H. Grüttner. 1997. Reduction of fecal streptococcus and salmonella by selected treatment methods for sludge and organic waste. *Water Science and Technology* 36, no. 11: 203-210.
- Kelly H.G., H. Melcer et D.S. Mavinic. 1993. Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal sludges : A one-year, full-scale demonstration project. *Water Environment Research* 65, no. 7: 849-861.
- Kopp J. et N. Dichtl. 2001a. Characterisation. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Kopp J. et N. Dichtl. 2001b. Influence of the free water content on the dewaterability of sewage sludges. *Water Science and Technology* 44, no. 10: 177-183.
- Krogmann U. 2001. Composting. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Kuchenrither R.D. et L. Benefield. 1983. Mortality patterns of indicator organisms during aerobic digestion. *Research Journal of Water Pollution Control Federation* 55, no. 1: 76-80.
- Lee D.J. et J.A. Müller. 2001. Preliminary treatment. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Maier R.M., I.L. Pepper et C.P. Gerba. 2000. *Environmental Microbiology*. Academic Press, San Diego, California.
- Martel C.J. 1991. Freezing out sludge. *Canadian Journal of Civil Engineering* 61, no. 11: 64.
- Martel C.J. et C.J. Diener. 1991. Pilot-scale studies of sludge dewatering in a freezing bed. *Canadian Journal of Civil Engineering* 18, no. 4: 681-689.

- Martin J.H.Jr., H.E. Bostian et G. Stern. 1990. Reductions of enteric microorganisms during aerobic sludge digestion. *Water Research* 24, no. 11: 1377-1385.
- Matthews P. 2001. Agricultural and other land uses. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Mercier G., J.F. Blais, F. Hammy, M. Lounès et J.L. Sasseville. 2002. A decontamination process to remove metals and stabilize Montreal sewage sludge. *The Scientific World Journal* 2: 1121-1126.
- Meunier N. 2003. *Utilisation des écaïlles de cacao pour adsorber les métaux solubilisés lors de la lixiviation chimique des sols contaminés*. Thèse de doctorat. INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Sainte-Foy, Qc, 268 pages.
- Mingelgrin U. et J.W. Biggar. 1986. Copper species in aqueous sewage sludge extract. *Water, Air, and Soil Pollution* 28, no. 3-4 : 351-359.
- Morelli I.S., G.I. Vecchioli, O.R. Costanza, R. Schäfer, L. Berthe-Corti et M.T. Paineira. 1999. Effect of storage on the toxic potential of hydrocarbon containing sludges. *Environmental Toxicology* 14, no. 2: 227-233.
- Novak J.T. 2001. Dewatering. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- OTV. 1997. *Traiter et valoriser les boues*. Lavoisier TEC & DOC, Cachan, France, 457 pages.
- Ponugoti P.R., M. F. Dahab et R. Surampalli. 1997. Effects of different treatment systems on pathogen and pathogen indicator reduction. *Water Environment Research* 69, no. 7: 1195-1206.
- Prescott M.L., J.P. Harley et D.A. Klein. 1995. *Microbiologie*. De Boeck Université, Bruxelles, Belgique, 1014 pages.
- Pulgarin C., N. Adle, P. Péringier et C. Comminellis. 1994. Electrochemical detoxication of a 1,4-benzoquinone solution in wastewater treatment . *Water Research* 28, no. 4: 887-893.
- Reimers R.S., T.G Akers et C.P. Lo. 1989. Method of binding wastes in alkaline silicate matrix. Brevet américain no. 4,853,208.
- Reimers R.S. et T.G Akers. 1990. Update on emerging technologies in sludge management. *Pursuing beneficial uses of municipal sewage sludge*, USEPA, Regin II.

- Rockandel M.A. 1991. Chemical detoxification and pathogen destruction in sludge contaminated with heavy metals. *The future of residuals management after 1991*. American Wastewater Association – World Pollution Control Federation (AWWA-WPCF) joint residuals management conference, 12 août 1991, Durham, Caroline du Nord, USA.
- Ruby M.V., R. Schoof, W. Brattin, M. Goldade, G. Post, M. Harnois, D.E. Mosby, S.W. Casteel, W. Berti, M. Carpentier, D. Edwards, D. Cragin et W. Chappell. 1999. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science and Technology* 33, no. 21: 3697-3705.
- Sanchez-Monedero M.A., A. Roig, C. Paredes et M.P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78: 301-308.
- Scales P.J., D. Lester et D.R. Dixon. 2001. Thickening. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A. Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Sommers L. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. *Journal of Environmental Quality* 6: 225-239.
- Spinosa L. et A. Vesilind. 2001. *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A. Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.
- Sorensen P. 1998. Effects of storage time and straw content of cattle slurry on the mineralization of nitrogen and carbon in soil. *Biology and Fertility Soils* 27: 85-91.
- Stumm W. et J.J. Morgan. 1996. *Aquatic chemistry : Chemical equilibria and rates in natural waters*. 3^{ième} Édition, Wiley-Interscience, Wiley & Sons, New York, NY.
- Surampalli R.Y., S.K. Banerji et J.C. Chen. 1991. Microbiological stabilization through aerobic digestion and storage. *Environmental Engineering : Proceedings of the 1991 Specialty Conference*, 8-10 juillet 1991, Reno, Nevada, USA. Peter A. Krenkel, New York : American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Switzenbaum M.S., L.H. Moss, E. Epstein, A.B. Pincince et J.F. Donovan. 1997. Defining biosolids stability. *Journal of Environmental Engineering* 123, no. 12: 1178-1184.
- USEPA. 1984. *Use and disposal of municipal wastewater sludge*. Rapport EPA-625-10-84-003, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

- USEPA. 1995. *Process design manual - Land application of sewage sludge and domestic septage*. Rapport EPA-625-K-95-001, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- USEPA. 1999. *Biosolids generation, use, and disposal in the United States*. Rapport EPA-530-R-99-009, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- USEPA. 2000a. *Biosolids Technology fact sheet – Alkaline stabilization of biosolids*. Rapport EPA-832-F-00-052, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- USEPA. 2000b. *Guide to field storage of biosolids*. Rapport EPA-832-B-00-007, United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Van Kessel J.S., J.B. Reeves III et J.J. Meisinger. 1999. Storage and handling can alter mineralization characteristics of manure. *Journal of Environmental Quality* 28: 1984-1990.
- Vanden Bossche H., J.M. Audic, A. Huyard, C. Gascuel-Oudou, F. Trolard et G. Bourrié. 2000. Phosphorus losses from sewage sludge disposed on a field: evidence from storm event simulations. *Water Science and Technology* 42, no. 9: 179-186.
- Weemaes M. et W. Verstraete. 2001. Other treatment techniques. Dans: *Sludge into biosolids: Processing, disposal and utilization*. Spinosa L. et P.A.Vesilind (Éditeurs), IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni, 394 pages.

ANNEXES

ANNEXE 1

Masses de boues (kg) avant l'échantillonnage

Tableau 59 Masses de boues (kg) avant l'échantillonnage en fonction du temps (semaines), du type de boue et du mode de stockage

Boues		Temps (semaines)					
		0	4	8	12	16	20
CO	IS	4,96	3,93	3,04	2,34	1,67	0,98
	IV	5,02	4,48	3,65	2,66	2,00	1,30
	EV	5,02	4,26	3,16	2,34	1,61	0,89
CH	IS	5,68	5,14	4,18	3,12	2,27	1,50
	IV	5,78	5,35	4,56	3,82	3,02	2,32
	EV	5,64	5,09	4,00	2,70	1,78	1,01
AE	IS	5,16	4,44	3,40	2,69	2,00	1,39
	IV	5,20	4,60	3,77	2,75	2,02	1,41
	EV	5,16	4,26	3,19	2,46	1,80	1,09
M2	IS	5,12	3,65	2,75	1,99	1,27	0,65
	IV	5,15	4,06	3,34	2,56	1,78	1,19
	EV	5,13	3,85	2,94	2,27	1,54	0,87
M4	IS	5,13	3,30	2,48	1,75	1,08	0,63
	IV	5,14	3,83	3,09	2,33	1,60	0,94
	EV	5,15	3,27	2,39	1,64	0,97	0,50
M7	IS	5,15	3,45	2,56	1,85	1,24	0,74
	IV	5,13	3,61	2,91	2,12	1,39	0,91
	EV	5,13	3,16	2,32	1,56	0,92	0,46
S4	IS	5,16	4,21	3,42	2,66	1,98	1,29
	IV	5,19	4,28	3,60	2,85	2,10	1,47
	EV	5,17	3,97	3,14	2,34	1,64	1,04
S7	IS	5,21	4,75	4,00	3,34	2,62	1,98
	IV	5,18	4,90	4,26	3,49	2,76	2,08
	EV	5,17	4,52	3,63	2,79	1,98	1,37

ANNEXE 2

**Teneurs en métaux et nutriments extraits par digestion partielle au HNO_3
dans les boues d'épuration entreposées**

Tableau 60 Teneur en aluminium (Al) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	3 830	216	6	
	IS - 20 semaines	2 920	218	7	-24
	IV - 20 semaines	2 930	436	18	-23
	EV - 20 semaines	2 730	82	3	-29
CH	0 semaines	3 150	148	5	
	IS - 20 semaines	2 780	94	3	-12
	IV - 20 semaines	2 870	632	22	-9
	EV - 20 semaines	3 840	517	13	22
AE	0 semaines	2 390	83	3	
	IS - 20 semaines	6 460	691	11	170
	IV - 20 semaines	5 610	402	7	135
	EV - 20 semaines	6 680	525	8	179
M2	0 semaines	3 990	152	4	
	IS - 20 semaines	2 750	200	7	-31
	IV - 20 semaines	2 890	495	17	-28
	EV - 20 semaines	3 900	116	3	-2
M4	0 semaines	3 710	206	6	
	IS - 20 semaines	3 800	462	12	2
	IV - 20 semaines	2 160	175	8	-42
	EV - 20 semaines	3 470	668	19	-6
M7	0 semaines	3 320	191	6	
	IS - 20 semaines	4 460	220	5	34
	IV - 20 semaines	3 500	77	2	5
	EV - 20 semaines	4 220	96	2	27
S4	0 semaines	3 620	36	1	
	IS - 20 semaines	5 080	253	5	40
	IV - 20 semaines	5 010	26	1	38
	EV - 20 semaines	6 220	374	6	72
S7	0 semaines	3 540	194	5	
	IS - 20 semaines	6 010	143	2	70
	IV - 20 semaines	4 740	246	5	34
	EV - 20 semaines	6 100	180	3	72

Tableau 61 Teneur en arsenic (As) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
CH	0 semaines	1,1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
AE	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	1,32			
M2	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
M4	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
M7	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
S4	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			
S7	0 semaines	< 1			
	IS - 20 semaines	< 1			
	IV - 20 semaines	< 1			
	EV - 20 semaines	< 1			

Tableau 62 Teneur en bore (B) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
CH	0 semaines	8,57			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
AE	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
M2	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
M4	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
M7	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
S4	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	< 0,6			
	EV - 20 semaines	< 0,6			
S7	0 semaines	< 0,6			
	IS - 20 semaines	< 0,6			
	IV - 20 semaines	3,81			
	EV - 20 semaines	< 0,6			

Tableau 63 Teneur en baryum (Ba) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	204	9	5	
	IS - 20 semaines	158	21	13	-23
	IV - 20 semaines	129	19	15	-37
	EV - 20 semaines	137	34	25	-33
CH	0 semaines	169	11	7	
	IS - 20 semaines	137	10	7	-19
	IV - 20 semaines	156	34	22	-8
	EV - 20 semaines	213	1	1	26
AE	0 semaines	144	6	4	
	IS - 20 semaines	354	46	13	146
	IV - 20 semaines	335	20	6	133
	EV - 20 semaines	393	45	11	173
M2	0 semaines	192	89	47	
	IS - 20 semaines	182	14	7	-5
	IV - 20 semaines	192	31	16	0
	EV - 20 semaines	233	50	21	21
M4	0 semaines	225	12	5	
	IS - 20 semaines	241	33	14	7
	IV - 20 semaines	135	25	18	-40
	EV - 20 semaines	217	46	21	-4
M7	0 semaines	212	11	5	
	IS - 20 semaines	295	4	1	39
	IV - 20 semaines	222	7	3	5
	EV - 20 semaines	268	9	3	26
S4	0 semaines	243	3	1	
	IS - 20 semaines	329	20	6	35
	IV - 20 semaines	318	2	1	31
	EV - 20 semaines	407	30	7	67
S7	0 semaines	216	10	4	
	IS - 20 semaines	373	4	1	73
	IV - 20 semaines	292	12	4	35
	EV - 20 semaines	369	32	9	71

Tableau 64 Teneur en calcium (Ca) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	5 480	235	4	
	IS - 20 semaines	4 280	358	8	-22
	IV - 20 semaines	3 140	489	16	-43
	EV - 20 semaines	3 850	246	6	-30
CH	0 semaines	69 400	1 130	2	
	IS - 20 semaines	48 300	2 430	5	-30
	IV - 20 semaines	62 700	13 700	22	-10
	EV - 20 semaines	97 000	8 240	8	40
AE	0 semaines	4 820	192	4	
	IS - 20 semaines	11 100	1 390	12	131
	IV - 20 semaines	12 000	540	4	149
	EV - 20 semaines	11 600	408	4	140
M2	0 semaines	2 840	9	0	
	IS - 20 semaines	1 520	195	13	-46
	IV - 20 semaines	1 760	308	17	-38
	EV - 20 semaines	2 200	86	4	-22
M4	0 semaines	12 500	191	2	
	IS - 20 semaines	8 510	943	11	-32
	IV - 20 semaines	4 890	1 050	21	-61
	EV - 20 semaines	9 440	1 950	21	-24
M7	0 semaines	29 800	599	2	
	IS - 20 semaines	44 400	1 150	3	49
	IV - 20 semaines	35 300	3 100	9	19
	EV - 20 semaines	37 100	1 650	4	25
S4	0 semaines	3 380	13	0	
	IS - 20 semaines	4 660	251	5	38
	IV - 20 semaines	3 990	21	1	18
	EV - 20 semaines	5 500	318	6	63
S7	0 semaines	19 300	1 040	5	
	IS - 20 semaines	31 900	875	3	65
	IV - 20 semaines	25 500	1 220	5	32
	EV - 20 semaines	33 700	1 020	3	75

Tableau 65 Teneur en cadmium (Cd) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	1,8	0,1	4	
	IS - 20 semaines	1,4	0,2	11	-21
	IV - 20 semaines	1,1	0,2	16	-35
	EV - 20 semaines	1,2	0,1	8	-30
CH	0 semaines	1,4	0,2	13	
	IS - 20 semaines	1,3	0,1	7	-7
	IV - 20 semaines	1,4	0,3	22	1
	EV - 20 semaines	1,9	0,4	19	43
AE	0 semaines	1,2	0,1	6	
	IS - 20 semaines	3,3	0,5	16	183
	IV - 20 semaines	2,9	0,2	7	156
	EV - 20 semaines	3,3	0,1	4	190
M2	0 semaines	1,2	0,0	1	
	IS - 20 semaines	0,9	0,2	19	-24
	IV - 20 semaines	1,0	0,2	21	-12
	EV - 20 semaines	0,9	0,1	13	-22
M4	0 semaines	1,2	0,1	5	
	IS - 20 semaines	1,1	0,2	22	-8
	IV - 20 semaines	< 0,6			-67
	EV - 20 semaines	1,0	0,2	25	-20
M7	0 semaines	1,1	0,1	9	
	IS - 20 semaines	1,4	0,0	2	32
	IV - 20 semaines	1,1	0,1	6	5
	EV - 20 semaines	1,4	0,1	8	29
S4	0 semaines	1,8	0,0	0	
	IS - 20 semaines	2,8	0,1	4	50
	IV - 20 semaines	2,6	0,1	2	41
	EV - 20 semaines	3,2	0,3	11	76
S7	0 semaines	1,9	0,2	8	
	IS - 20 semaines	3,2	0,1	4	63
	IV - 20 semaines	2,3	0,1	6	19
	EV - 20 semaines	3,1	0,1	4	61

Tableau 66 Teneur en cobalt (Co) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	1,4	0,1	6	
	IS - 20 semaines	1,0			-28
	IV - 20 semaines	< 0,5			
	EV - 20 semaines	< 0,5			
CH	0 semaines	< 0,5			
	IS - 20 semaines	< 0,5			
	IV - 20 semaines	1,8			
	EV - 20 semaines	1,3	0,5	36	
AE	0 semaines	1,1	0,2	15	
	IS - 20 semaines	2,5	0,5	19	135
	IV - 20 semaines	2,9	0,1	3	169
	EV - 20 semaines	2,7	0,2	6	151
M2	0 semaines	2,0	0,1	4	
	IS - 20 semaines	1,1	0,1	5	-42
	IV - 20 semaines	1,8	0,6	35	-11
	EV - 20 semaines	1,7	0,0	2	-14
M4	0 semaines	1,7	0,8	49	
	IS - 20 semaines	1,5	0,1	4	-8
	IV - 20 semaines	2,0			21
	EV - 20 semaines	2,0	0,6	29	18
M7	0 semaines	1,8	0,8	46	
	IS - 20 semaines	2,9	1,1	36	62
	IV - 20 semaines	1,4	0,3	18	-23
	EV - 20 semaines	2,5	0,6	23	36
S4	0 semaines	1,1			
	IS - 20 semaines	1,6	0,2	11	50
	IV - 20 semaines	1,5	0,3	19	40
	EV - 20 semaines	2,1	0,8	39	101
S7	0 semaines	0,8	0,5	65	
	IS - 20 semaines	3,1	0,6	20	297
	IV - 20 semaines	1,8	0,5	27	132
	EV - 20 semaines	2,6	0,6	22	231

Tableau 67 Teneur en chrome (Cr) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	34,6	1,6	5	
	IS - 20 semaines	28,7	1,7	6	-17
	IV - 20 semaines	23,5	4,3	18	-32
	EV - 20 semaines	24,7	1,1	4	-29
CH	0 semaines	31,2	1,6	5	
	IS - 20 semaines	26,3	1,3	5	-16
	IV - 20 semaines	27,7	5,7	21	-11
	EV - 20 semaines	36,6	6,5	18	17
AE	0 semaines	19,1	0,7	3	
	IS - 20 semaines	51,0	4,2	8	167
	IV - 20 semaines	45,1	5,0	11	136
	EV - 20 semaines	53,2	5,7	11	179
M2	0 semaines	43,8	1,1	3	
	IS - 20 semaines	30,5	2,9	9	-30
	IV - 20 semaines	32,8	6,3	19	-25
	EV - 20 semaines	42,9	0,5	1	-2
M4	0 semaines	38,5	2,0	5	
	IS - 20 semaines	40,9	4,3	10	6
	IV - 20 semaines	24,1	1,6	7	-38
	EV - 20 semaines	37,3	7,3	20	-3
M7	0 semaines	35,4	2,0	6	
	IS - 20 semaines	47,5	3,0	6	34
	IV - 20 semaines	37,9	1,5	4	7
	EV - 20 semaines	44,6	0,8	2	26
S4	0 semaines	31,5	1,2	4	
	IS - 20 semaines	43,0	2,6	6	36
	IV - 20 semaines	35,9	9,1	25	14
	EV - 20 semaines	53,4	3,4	6	69
S7	0 semaines	28,5	1,8	6	
	IS - 20 semaines	49,8	1,4	3	75
	IV - 20 semaines	38,8	2,8	7	36
	EV - 20 semaines	50,2	1,8	3	76

Tableau 68 Teneur en cuivre (Cu) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	420	27	6	
	IS - 20 semaines	317	25	8	-25
	IV - 20 semaines	268	29	15	-36
	EV - 20 semaines	307	16	5	-27
CH	0 semaines	325	19	6	
	IS - 20 semaines	289	11	4	-11
	IV - 20 semaines	291	64	22	-10
	EV - 20 semaines	423	49	12	30
AE	0 semaines	264	9	3	
	IS - 20 semaines	725	87	12	175
	IV - 20 semaines	640	34	5	142
	EV - 20 semaines	758	36	5	187
M2	0 semaines	276	13	5	
	IS - 20 semaines	196	17	8	-29
	IV - 20 semaines	201	35	18	-27
	EV - 20 semaines	268	9	3	-3
M4	0 semaines	251	13	5	
	IS - 20 semaines	271	38	14	8
	IV - 20 semaines	187	43	23	-25
	EV - 20 semaines	245	48	20	-2
M7	0 semaines	226	25	11	
	IS - 20 semaines	298	10	3	32
	IV - 20 semaines	236	8	3	4
	EV - 20 semaines	288	8	3	27
S4	0 semaines	417	15	3	
	IS - 20 semaines	603	21	4	45
	IV - 20 semaines	587	7	1	41
	EV - 20 semaines	757	39	5	82
S7	0 semaines	408	14	3	
	IS - 20 semaines	708	14	2	74
	IV - 20 semaines	541	20	4	33
	EV - 20 semaines	718	19	3	76

Tableau 69 Teneur en fer (Fe) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	38 400	699	2	
	IS - 20 semaines	27 400	2 500	9	-29
	IV - 20 semaines	20 000	3 450	17	-48
	EV - 20 semaines	24 500	1 730	1	-36
CH	0 semaines	33 900	2 880	8	
	IS - 20 semaines	30 000	12	0	-12
	IV - 20 semaines	36 000	3 450	10	6
	EV - 20 semaines	40 000	5 360	13	18
AE	0 semaines	26 800	1 070	4	
	IS - 20 semaines	71 000	7 840	11	164
	IV - 20 semaines	63 600	3 180	5	137
	EV - 20 semaines	78 100	3 580	5	191
M2	0 semaines	68 000	3 020	4	
	IS - 20 semaines	43 600	5 630	13	-36
	IV - 20 semaines	52 300	9 410	18	-23
	EV - 20 semaines	64 900	6 710	10	-5
M4	0 semaines	63 500	3 560	6	
	IS - 20 semaines	62 700	7 410	12	-1
	IV - 20 semaines	11 500	3 180	28	-82
	EV - 20 semaines	60 300	9 780	16	-5
M7	0 semaines	56 800	1 450	3	
	IS - 20 semaines	79 300	2 930	4	40
	IV - 20 semaines	60 800	2 280	4	7
	EV - 20 semaines	72 200	2 130	3	27
S4	0 semaines	38 000	452	1	
	IS - 20 semaines	52 600	4 280	8	38
	IV - 20 semaines	48 400	389	1	27
	EV - 20 semaines	60 300	14 900	25	59
S7	0 semaines	37 000	887	2	
	IS - 20 semaines	61 200	5 570	9	65
	IV - 20 semaines	49 200	1 300	3	33
	EV - 20 semaines	65 300	2 770	4	76

Tableau 70 Teneur en potassium (K) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	2 230	221	10	
	IS - 20 semaines	1 700	237	14	-24
	IV - 20 semaines	1 920	166	9	-14
	EV - 20 semaines	1 740	102	6	-22
CH	0 semaines	1 840	107	6	
	IS - 20 semaines	1 810	44	2	-2
	IV - 20 semaines	1 990	502	25	8
	EV - 20 semaines	1 740	229	13	-5
AE	0 semaines	1 090	48	4	
	IS - 20 semaines	2 640	255	10	142
	IV - 20 semaines	2 660	114	4	144
	EV - 20 semaines	2 960	398	13	171
M2	0 semaines	1 520	157	10	
	IS - 20 semaines	1 520	257	17	-0,4
	IV - 20 semaines	1 530	248	16	0,6
	EV - 20 semaines	1 790	127	7	18
M4	0 semaines	1 580	34	2	
	IS - 20 semaines	2 110	250	12	34
	IV - 20 semaines	1 930	44	2	22
	EV - 20 semaines	1 930	75	4	22
M7	0 semaines	1 610	114	7	
	IS - 20 semaines	2 120	87	4	32
	IV - 20 semaines	2 020	308	15	25
	EV - 20 semaines	2 180	150	7	36
S4	0 semaines	1 610	56	4	
	IS - 20 semaines	2 240	185	8	39
	IV - 20 semaines	2 150	357	17	33
	EV - 20 semaines	2 660	317	12	66
S7	0 semaines	1 510	157	10	
	IS - 20 semaines	2 370	17	1	56
	IV - 20 semaines	1 880	188	10	24
	EV - 20 semaines	2 430	58	2	60

Tableau 71 Teneur en magnésium (Mg) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	919	33	4	
	IS - 20 semaines	692	59	9	-25
	IV - 20 semaines	518	87	17	-44
	EV - 20 semaines	616	21	3	-33
CH	0 semaines	1 010	33	3	
	IS - 20 semaines	826	24	3	-18
	IV - 20 semaines	891	181	20	-12
	EV - 20 semaines	1 180	145	12	17
AE	0 semaines	689	25	4	
	IS - 20 semaines	1 680	196	12	144
	IV - 20 semaines	1 620	83	5	135
	EV - 20 semaines	1 770	93	5	157
M2	0 semaines	843	22	3	
	IS - 20 semaines	534	55	10	-37
	IV - 20 semaines	587	100	17	-30
	EV - 20 semaines	775	17	2	-8
M4	0 semaines	846	33	4	
	IS - 20 semaines	766	86	11	-9
	IV - 20 semaines	519	118	23	-39
	EV - 20 semaines	708	147	21	-16
M7	0 semaines	937	37	4	
	IS - 20 semaines	1 170	45	4	25
	IV - 20 semaines	950	28	3	1
	EV - 20 semaines	1 020	11	1	9
S4	0 semaines	789	6	1	
	IS - 20 semaines	1 020	45	4	29
	IV - 20 semaines	959	7	1	22
	EV - 20 semaines	1 240	70	6	57
S7	0 semaines	841	42	5	
	IS - 20 semaines	1 370	24	2	63
	IV - 20 semaines	1 080	45	4	28
	EV - 20 semaines	1 430	40	3	70

Tableau 72 Teneur en manganèse (Mn) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	76,9	2,6	3	
	IS - 20 semaines	61,7	4,8	8	-20
	IV - 20 semaines	42,5	6,5	15	-45
	EV - 20 semaines	50,9	2,3	4	-34
CH	0 semaines	109	5,5	5	
	IS - 20 semaines	97,3	4,9	5	-10
	IV - 20 semaines	95,7	19,7	21	-12
	EV - 20 semaines	145	15,9	11	34
AE	0 semaines	53,7	2,1	4	
	IS - 20 semaines	143	16,6	12	166
	IV - 20 semaines	129	6,6	5	138
	EV - 20 semaines	153	7,4	5	185
M2	0 semaines	93,1	0,4	0	
	IS - 20 semaines	54,7	6,7	12	-41
	IV - 20 semaines	58,4	9,9	17	-37
	EV - 20 semaines	73,7	4,3	6	-21
M4	0 semaines	86,2	2,6	3	
	IS - 20 semaines	73,4	7,8	11	-15
	IV - 20 semaines	44,9	9,8	22	-48
	EV - 20 semaines	74,7	16,5	22	-13
M7	0 semaines	84,0	5,1	6	
	IS - 20 semaines	112	4,6	4	33
	IV - 20 semaines	86,3	4,8	6	3
	EV - 20 semaines	102	2,2	2	22
S4	0 semaines	56,6	0,3	1	
	IS - 20 semaines	77,2	4,5	6	36
	IV - 20 semaines	59,6	15,0	25	5
	EV - 20 semaines	95,1	5,3	6	68
S7	0 semaines	55,2	2,2	4	
	IS - 20 semaines	95,1	1,9	2	72
	IV - 20 semaines	73,6	3,2	4	33
	EV - 20 semaines	96,2	2,9	3	74

Tableau 73 Teneur en molybdène (Mo) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	76	4	6	
	IS - 20 semaines	56	4	8	-27
	IV - 20 semaines	48	6	14	-37
	EV - 20 semaines	59	4	7	-22
CH	0 semaines	57	4	6	
	IS - 20 semaines	45	10	22	-21
	IV - 20 semaines	42	9	22	-27
	EV - 20 semaines	74	12	17	30
AE	0 semaines	30	1	4	
	IS - 20 semaines	79	9	12	165
	IV - 20 semaines	67	4	5	126
	EV - 20 semaines	83	8	10	178
M2	0 semaines	108	4	4	
	IS - 20 semaines	76	7	10	-30
	IV - 20 semaines	80	15	19	-26
	EV - 20 semaines	108	2	2	0
M4	0 semaines	99	4	4	
	IS - 20 semaines	110	18	17	11
	IV - 20 semaines	59	4	6	-41
	EV - 20 semaines	92	15	17	-7
M7	0 semaines	84	6	7	
	IS - 20 semaines	112	5	5	33
	IV - 20 semaines	81	2	3	-4
	EV - 20 semaines	103	3	3	23
S4	0 semaines	79	2	3	
	IS - 20 semaines	116	5	5	45
	IV - 20 semaines	110	2	2	38
	EV - 20 semaines	153	10	7	92
S7	0 semaines	75	4	5	
	IS - 20 semaines	109	3	2	45
	IV - 20 semaines	92	5	5	22
	EV - 20 semaines	94	1	2	25

Tableau 74 Teneur en sodium (Na) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	395	13	3	
	IS - 20 semaines	209	11	5	-47
	IV - 20 semaines	175	26	15	-56
	EV - 20 semaines	172	11	7	-56
CH	0 semaines	435	82	19	
	IS - 20 semaines	199	17	8	-54
	IV - 20 semaines	253	62	25	-42
	EV - 20 semaines	264	42	16	-39
AE	0 semaines	223	4	2	
	IS - 20 semaines	497	67	13	123
	IV - 20 semaines	447	20	5	100
	EV - 20 semaines	503	37	7	126
M2	0 semaines	598	29	5	
	IS - 20 semaines	269	28	11	-55
	IV - 20 semaines	280	48	17	-53
	EV - 20 semaines	350	14	4	-41
M4	0 semaines	581	10	2	
	IS - 20 semaines	365	50	14	-37
	IV - 20 semaines	236	52	22	-59
	EV - 20 semaines	282	62	22	-51
M7	0 semaines	489	24	5	
	IS - 20 semaines	408	13	3	-17
	IV - 20 semaines	336	17	5	-31
	EV - 20 semaines	350	3	1	-28
S4	0 semaines	323	7	2	
	IS - 20 semaines	351	42	12	9
	IV - 20 semaines	334	5	2	3
	EV - 20 semaines	390	26	7	21
S7	0 semaines	243	16	7	
	IS - 20 semaines	388	9	2	60
	IV - 20 semaines	286	9	3	18
	EV - 20 semaines	397	48	12	63

Tableau 75 Teneur en nickel (Ni) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	41,5	6,0	14	
	IS - 20 semaines	47,1	3,9	8	13
	IV - 20 semaines	39,5	7,7	19	-5
	EV - 20 semaines	30,5	1,7	6	-27
CH	0 semaines	48,9	5,7	12	
	IS - 20 semaines	41,5	2,2	5	-15
	IV - 20 semaines	39,2	3,8	10	-20
	EV - 20 semaines	60,2	9,6	16	23
AE	0 semaines	13,8	0,9	7	
	IS - 20 semaines	35,6	3,8	11	158
	IV - 20 semaines	33,5	3,2	10	143
	EV - 20 semaines	34,8	1,1	3	152
M2	0 semaines	29,0	3,5	12	
	IS - 20 semaines	20,0	3,2	16	-31
	IV - 20 semaines	30,4	5,4	18	5
	EV - 20 semaines	39,1	1,9	5	35
M4	0 semaines	17,1	0,8	4	
	IS - 20 semaines	19,4	1,5	8	13
	IV - 20 semaines	11,1	2,2	20	-35
	EV - 20 semaines	17,2	3,8	22	1
M7	0 semaines	28,1	5,2	19	
	IS - 20 semaines	33,9	5,5	16	21
	IV - 20 semaines	25,9	0,3	1	-8
	EV - 20 semaines	28,0	1,8	6	0
S4	0 semaines	47,2	6,3	13	
	IS - 20 semaines	58,3	11,9	20	24
	IV - 20 semaines	37,8	5,1	14	-20
	EV - 20 semaines	73,0	3,2	4	55
S7	0 semaines	25,1	1,4	5	
	IS - 20 semaines	50,0	10,1	20	99
	IV - 20 semaines	34,8	1,8	5	39
	EV - 20 semaines	44,9	4,1	9	79

Tableau 76 Teneur en plomb (Pb) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	60	3	5	
	IS - 20 semaines	46	4	9	-24
	IV - 20 semaines	38	7	18	-38
	EV - 20 semaines	44	8	17	-27
CH	0 semaines	48	4	8	
	IS - 20 semaines	42	3	7	-13
	IV - 20 semaines	48	7	14	0,2
	EV - 20 semaines	53	9	17	10
AE	0 semaines	30	2	7	
	IS - 20 semaines	84	10	12	176
	IV - 20 semaines	73	5	7	140
	EV - 20 semaines	89	6	6	192
M2	0 semaines	36	5	13	
	IS - 20 semaines	52	6	12	46
	IV - 20 semaines	56	7	13	58
	EV - 20 semaines	72	6	9	100
M4	0 semaines	59	3	5	
	IS - 20 semaines	66	12	18	12
	IV - 20 semaines	47	10	22	-20
	EV - 20 semaines	63	11	18	6
M7	0 semaines	56	3	6	
	IS - 20 semaines	75	3	3	35
	IV - 20 semaines	62	4	7	12
	EV - 20 semaines	73	2	3	31
S4	0 semaines	51	3	5	
	IS - 20 semaines	74	2	3	43
	IV - 20 semaines	71	2	3	38
	EV - 20 semaines	104	8	8	102
S7	0 semaines	47	3	7	
	IS - 20 semaines	81	4	5	72
	IV - 20 semaines	67	5	7	41
	EV - 20 semaines	88	5	6	86

Tableau 77 Teneur en zinc (Zn) (mg/kg b.s.) extrait par digestion partielle au HNO₃ dans les boues d'épuration stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) au début (0 semaines) et à la fin (20 semaines) de la période de stockage

Boues	Stockage	Moyenne (mg/kg b.s.)	Écart type	C.V. (%)	Variation (%)
CO	0 semaines	417	20	5	
	IS - 20 semaines	323	30	9	-23
	IV - 20 semaines	259	38	14	-38
	EV - 20 semaines	297	16	5	-29
CH	0 semaines	337	24	7	
	IS - 20 semaines	297	8	3	-12
	IV - 20 semaines	311	68	22	-8
	EV - 20 semaines	440	54	12	31
AE	0 semaines	244	9	4	
	IS - 20 semaines	672	82	12	175
	IV - 20 semaines	594	30	5	143
	EV - 20 semaines	703	40	6	188
M2	0 semaines	177	5	3	
	IS - 20 semaines	128	13	10	-28
	IV - 20 semaines	119	22	19	-33
	EV - 20 semaines	139	4	3	-21
M4	0 semaines	164	12	7	
	IS - 20 semaines	170	19	11	4
	IV - 20 semaines	75	6	7	-54
	EV - 20 semaines	151	34	22	-8
M7	0 semaines	162	24	15	
	IS - 20 semaines	208	9	4	28
	IV - 20 semaines	163	2	1	1
	EV - 20 semaines	199	3	1	23
S4	0 semaines	353	11	3	
	IS - 20 semaines	514	20	4	46
	IV - 20 semaines	492	1	0	39
	EV - 20 semaines	636	31	5	80
S7	0 semaines	339	14	4	
	IS - 20 semaines	598	31	5	76
	IV - 20 semaines	449	17	4	32
	EV - 20 semaines	598	16	3	76

ANNEXE 3

**Rapports entre la masse résiduelle d'Al, de Cu, de Fe et de Zn dans les boues
après 20 semaines de stockage et la masse théoriquement estimée**

Tableau 78 Rapports entre la masse résiduelle d'Al, de Cu, de Fe et de Zn dans les boues après 20 semaines de stockage et la masse théoriquement estimée à partir des masses mesurées dans les eaux de percolation, et rapports moyens calculés à partir des quatre métaux, en fonction du mode d'entreposage

Boues	Stockage	Élément				Rapport moyen	Écart type
		Al	Cu	Fe	Zn		
CO	IS	0,76	0,75	0,71	0,77	0,75	0,03
	IV	0,77	0,64	0,52	0,62	0,64	0,10
	EV	0,71	0,73	0,64	0,71	0,70	0,04
CH	IS	0,88	0,89	0,89	0,88	0,89	0,00
	IV	0,91	0,90	1,06	0,92	0,95	0,08
	EV	1,22	1,30	1,18	1,31	1,25	0,06
AE	IS	2,70	2,75	2,65	2,76	2,71	0,05
	IV	2,35	2,43	2,37	2,44	2,40	0,04
	EV	2,79	2,87	2,91	2,88	2,86	0,05
M2	IS	0,69	0,72	0,66	0,78	0,71	0,05
	IV	0,73	0,73	0,79	0,72	0,74	0,03
	EV	0,98	0,97	0,95	0,82	0,93	0,08
M4	IS	1,02	1,08	1,01	1,09	1,05	0,04
	IV	0,58	0,75	0,18	0,49	0,50	0,24
	EV	0,94	0,98	0,97	0,94	0,96	0,02
M7	IS	1,34	1,32	1,40	1,28	1,34	0,05
	IV	1,05	1,04	1,07	1,01	1,04	0,03
	EV	1,27	1,27	1,27	1,23	1,26	0,02
S4	IS	1,41	1,45	1,38	1,46	1,42	0,03
	IV	1,38	1,41	1,28	1,40	1,37	0,06
	EV	1,72	1,82	1,59	1,80	1,73	0,10
S7	IS	1,70	1,74	1,65	1,76	1,71	0,05
	IV	1,34	1,33	1,33	1,33	1,33	0,01
	EV	1,72	1,76	1,76	1,76	1,75	0,02

ANNEXE 4

Teneurs en métaux et nutriments dans les eaux de percolation des boues d'épuration entreposées

Tableau 79 Teneur en aluminium (Al) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	0,2	0,0	9	37,3	4,4	12	22 700
	IV	0,3	0,1	20	9,3	0,3	4	2 890
	EV	0,2	0,1	25	20,9	0,4	2	8 330
CH	IS	1,3	0,0	3	0,4	0,0	12	-70
	IV	0,5	0,0	7	1,5	0,4	29	184
	EV	1,2	0,0	2	2,5	0,0	1	98
AE	IS	0,2	0,0	4	0,6	0,4	57	301
	IV	0,2	0,0	9	1,4	0,2	12	750
	EV	< 0,2			2,2	0,5	24	
M2	IS	15,8	0,0	0	- ^a			
	IV	11,8	0,4	3	12,6	0,5	4	7
	EV	8,9	0,2	2	24,0	0,9	4	169
M4	IS	1,3	0,1	4	-			
	IV	2,2	0,0	1	2,1	0,2	9	-1
	EV	1,1	0,0	1	3,5	0,4	12	210
M7	IS	< 0,2			1,2	0,2	12	
	IV	0,2	0,0	5	1,5	0,1	4	640
	EV	< 0,2			2,3	0,1	2	
S4	IS	< 0,2			72,0	4,0	6	
	IV	0,5	0,0	3	4,0	0,3	6	702
	EV	0,2	0,0	5	42,8	1,1	2	18 800
S7	IS	< 0,2			2,0	0,1	7	
	IV	0,4	0,1	15	1,3	0,1	9	252
	EV	0,2	0,0	18	1,2	0,1	10	555

^a Données non disponibles.

Tableau 80 Teneur en bore (B) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	0,27	0,01	5	0,84	0,02	2	216
	IV	0,30	0,01	2	0,29	0,04	13	-2
	EV	0,31	0,01	2	0,41	0,02	5	33
CH	IS	0,18	0,03	18	0,13	0,02	12	-32
	IV	0,16	0,00	3	0,36	0,04	11	130
	EV	0,17	0,03	16	0,22	0,02	10	30
AE	IS	0,23	0,03	11	< 0,04			
	IV	0,15	0,01	9	< 0,04			
	EV	0,19	0,02	10	< 0,04			
M2	IS	0,22	0,03	14	- ^a			
	IV	0,23	0,01	4	0,26			13
	EV	0,17	0,02	15	0,18	0,02	12	10
M4	IS	0,17	0,02	12	-			
	IV	0,18	0,02	9	< 0,04			
	EV	0,15	0,03	22	< 0,04			
M7	IS	0,18	0,04	22	< 0,04			
	IV	0,15	0,01	5	< 0,04			
	EV	0,18	0,02	12	0,50	0,41	83	178
S4	IS	0,31	0,02	6	< 0,04			
	IV	0,21	0,02	7	0,11	0,05	41	-48
	EV	0,36	0,01	2	0,30	0,01	4	-17
S7	IS	0,15	0,01	10	0,09	0,01	5	-35
	IV	0,08	0,01	12	0,15	0,02	14	78
	EV	0,18	0,00	1	< 0,04			

^a Données non disponibles.

Tableau 81 Teneur en baryum (Ba) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	0,11	0,01	10	2,91	0,30	10	2 640
	IV	< 0,07			0,77	0,03	3	
	EV	< 0,07			1,58	0,04	2	
CH	IS	0,83	0,02	2	< 0,07			
	IV	0,67	0,03	5	< 0,07			
	EV	0,80	0,01	1	0,10	0,00	1	-87
AE	IS	0,09	0,01	9	0,07	0,03	47	-23
	IV	< 0,07			< 0,07			
	EV	< 0,07			< 0,07			
M2	IS	0,42	0,00	1	- ^a			
	IV	0,40	0,01	3	0,18	0,00	2	-56
	EV	0,31	0,02	7	1,76	0,07	4	471
M4	IS	0,13	0,00	4	-			
	IV	0,18	0,00	1	0,07	0,01	10	-60
	EV	0,12	0,00	4	0,15	0,02	12	25
M7	IS	0,13	0,00	1	< 0,07			
	IV	< 0,07			< 0,07			
	EV	0,11	0,00	2	0,10	0,01	9	-12
S4	IS	< 0,07			5,35	0,27	5	
	IV	< 0,07			0,24	0,02	7	
	EV	< 0,07			2,96	0,05	2	
S7	IS	< 0,07			< 0,07			
	IV	< 0,07			< 0,07			
	EV	< 0,07			< 0,07			

^a Données non disponibles.

Tableau 82 Teneur en calcium (Ca) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	76	2	2	35	4	10	-54
	IV	46	1	2	15	0	3	-67
	EV	61	1	1	15	1	5	-75
CH	IS	< 3			17	0	1	
	IV	< 3			48	5	10	
	EV	< 3			40	0	1	
AE	IS	126	0	0	342	180	53	172
	IV	27	1	3	30	11	38	11
	EV	73	4	6	254	7	3	247
M2	IS	208	1	0	- ^a			
	IV	218	5	2	292	8	3	34
	EV	211	5	2	13	1	7	-94
M4	IS	920	16	2	-			
	IV	963	26	3	944	63	7	-2
	EV	968	19	2	20	1	3	-98
M7	IS	2130	190	9	64	3	5	-97
	IV	2070	31	1	168	7	4	-92
	EV	2150	16	1	1490	47	3	-30
S4	IS	52	2	3	19	3	17	-64
	IV	158	1	1	12	2	19	-92
	EV	51	1	2	14	1	7	-73
S7	IS	16	1	5	39	4	10	136
	IV	30	1	3	49	2	4	65
	EV	24	0	1	44	1	3	78

^a Données non disponibles.

Tableau 83 Teneur en cuivre (Cu) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	0,02	0,00	19	1,76	0,83	47	11 100
	IV	0,01	0,00	13	0,58	0,05	8	4 450
	EV	0,01	0,00	11	0,69	0,03	4	8 480
CH	IS	0,10	0,00	3	0,14	0,00	3	45
	IV	0,11	0,00	4	0,63	0,06	9	463
	EV	0,20	0,00	1	0,57	0,02	3	184
AE	IS	0,01	0,00	14	0,56	0,01	2	3 950
	IV	0,02	0,00	3	0,35	0,05	13	1 430
	EV	0,02	0,00	3	0,58	0,14	25	3 400
M2	IS	1,80	0,00	0	- ^a			
	IV	1,19	0,03	3	0,38	0,08	22	-68
	EV	0,70	0,02	3	0,74	0,06	8	5
M4	IS	< 0,03			-			
	IV	0,07	0,00	4	0,34	0,05	15	380
	EV	< 0,03			0,66	0,03	5	
M7	IS	< 0,03			0,36	0,03	9	
	IV	< 0,03			0,30	0,04	13	
	EV	< 0,03			0,38	0,01	2	
S4	IS	0,01	0,00	7	0,72	0,06	9	5 730
	IV	0,02	0,01	35	0,54	0,02	5	2 280
	EV	0,02	0,00	18	0,87	0,03	4	4 760
S7	IS	0,02	0,00	19	0,41	0,06	16	2 220
	IV	0,05	0,01	11	0,33	0,01	3	534
	EV	0,03	0,00	6	0,28	0,03	10	932

^a Données non disponibles.

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Tableau 84 Teneur en fer (Fe) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	4	0	6	96	13	14	2 550
	IV	12	1	9	40	3	8	228
	EV	4	0	0	34	1	3	821
CH	IS	8	0	2	21	0	1	160
	IV	6	0	5	25	2	8	322
	EV	4	0	0	32	0	1	606
AE	IS	17	0	2	20	8	40	14
	IV	29	1	4	8	0	6	-72
	EV	8	1	8	2	2	73	-74
M2	IS	1 290	15	1	- ^a			
	IV	1 420	23	2	1 438	51	4	1
	EV	< 2			65	3	4	
M4	IS	744	8	1	-			
	IV	743	24	3	875	58	7	18
	EV	724	17	2	30	1	5	-96
M7	IS	14	0	3	12	0	4	-15
	IV	118	2	2	30	0	0	-75
	EV	17	1	9	10	1	7	-43
S4	IS	8	1	8	114	5	5	1 420
	IV	255	4	2	55	4	8	-78
	EV	13	0	2	89	1	2	609
S7	IS	7	1	10	19	2	9	165
	IV	54	2	3	21	1	4	-61
	EV	12	1	7	14	0	3	18

^a Données non disponibles.

Tableau 85 Teneur en potassium (K) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	70	1	2	147	18	12	109
	IV	55	1	2	105	1	1	91
	EV	55	1	2	89	2	2	62
CH	IS	73	1	2	78	1	1	6
	IV	67	3	4	104	16	15	56
	EV	67	1	1	66	0	1	-2
AE	IS	87	1	1	92	30	33	5
	IV	66	2	3	52	0	0	-20
	EV	82	4	5	31	13	42	-62
M2	IS	33	0	1	- ^a			
	IV	32	1	3	1	0	28	-95
	EV	28	0	2	37	2	5	33
M4	IS	29	1	3	-			
	IV	34	1	2	8	2	23	-77
	EV	28	1	2	31	3	9	8
M7	IS	37	1	1	46	2	5	23
	IV	38	2	4	31	7	22	-16
	EV	41	1	3	21	10	49	-48
S4	IS	39	2	4	80	6	8	103
	IV	25	0	1	51	7	14	104
	EV	43	0	1	78	1	1	82
S7	IS	62	3	5	85	2	2	37
	IV	61	1	1	73	3	4	19
	EV	65	1	1	44	1	2	-32

^a Données non disponibles.

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Tableau 86 Teneur en magnésium (Mg) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	16,4	0,4	3	3,5	0,5	14	-79
	IV	6,4	0,1	1	2,0	0,0	2	-68
	EV	13,0	0,1	1	2,3	0,1	4	-82
CH	IS	< 0,8			7,3	0,1	1	
	IV	< 0,8			6,4	0,6	9	
	EV	< 0,8			5,4	0,0	0	
AE	IS	32,6	0,3	1	30,9	0,0	0	-5
	IV	20,2	0,6	3	4,3	0,2	4	-79
	EV	27,4	1,3	5	34,2	0,2	1	25
M2	IS	23,7	0,2	1	- ^a			
	IV	25,1	0,6	2	28,7	0,8	3	15
	EV	25,5	0,5	2	1,6	0,1	4	-94
M4	IS	26,0	0,9	4	-			
	IV	26,3	0,1	0	28,3	1,8	6	7
	EV	26,5	0,4	1	1,7	0,0	2	-94
M7	IS	37,3	0,7	2	7,2	0,3	4	-81
	IV	36,5	1,1	3	19,5	0,6	3	-47
	EV	39,6	0,8	2	19,3	0,7	4	-51
S4	IS	10,9	0,4	3	2,3	0,3	14	-79
	IV	23,2	0,2	1	1,0	0,1	12	-96
	EV	7,6	0,1	1	1,8	0,1	5	-76
S7	IS	22,3	1,3	6	0,9	0,1	9	-96
	IV	23,4	0,6	2	1,1	0,1	7	-95
	EV	13,5	0,1	1	2,8	0,1	3	-79

^a Données non disponibles.

Tableau 87 Teneur en manganèse (Mn) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	< 0,03			0,19	0,04	19	
	IV	< 0,03			0,06	0,00	8	
	EV	< 0,03			0,08	0,01	8	
CH	IS	< 0,03			< 0,03			
	IV	< 0,03			0,09	0,03	31	
	EV	< 0,03			0,05	0,00	4	
AE	IS	0,04	0,00	2	0,16	0,01	5	312
	IV	< 0,03			0,15	0,02	11	
	EV	< 0,03			0,40	0,04	9	
M2	IS	6,56	0,12	2	- ^a			
	IV	6,85	0,13	2	8,35	0,26	3	22
	EV	6,53	0,33	5	0,11	0,01	5	-98
M4	IS	4,94	0,18	4	-			
	IV	5,66	0,02	0	5,42	0,34	6	-4
	EV	5,04	0,10	2	0,13	0,01	11	-98
M7	IS	1,39	0,02	1	0,08	0,01	13	-94
	IV	0,87	0,03	3	0,20	0,01	3	-77
	EV	0,93	0,02	3	1,51	0,06	4	63
S4	IS	0,05	0,00	6	0,27	0,02	7	488
	IV	1,39	0,01	1	0,10	0,02	22	-93
	EV	0,09	0,00	4	0,18	0,01	8	101
S7	IS	< 0,03			0,09	0,02	18	
	IV	< 0,03			0,05	0,00	8	
	EV	< 0,03			0,08	0,01	12	

^a Données non disponibles.

Tableau 88 Teneur en molybdène (Mo) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	< 0,06			5,90	0,53	9	
	IV	< 0,06			1,62	0,11	7	
	EV	< 0,06			4,23	0,11	3	
CH	IS	2,33	0,05	2	0,87	0,01	1	-63
	IV	2,35	0,10	4	7,72	0,69	9	228
	EV	2,67	0,03	1	2,97	0,02	1	11
AE	IS	0,20	0,01	3	0,17	0,07	39	-15
	IV	0,41	0,01	3	0,21	0,01	4	-48
	EV	0,22	0,01	6	- ^a			
M2	IS	< 0,06			-			
	IV	< 0,06			-			
	EV	< 0,06			1,57	0,07	4	
M4	IS	< 0,06			-			
	IV	< 0,06			< 0,06			
	EV	< 0,06			2,00	0,03	1	
M7	IS	0,08	0,00	2	1,90	0,11	6	2 220
	IV	0,42	0,01	2	0,94	0,02	2	126
	EV	0,22	0,01	2	0,47	0,03	5	118
S4	IS	0,11	0,00	3	5,45	0,22	4	5 020
	IV	0,31	0,00	1	3,61	0,31	8	1 050
	EV	0,07	0,00	1	8,67	0,11	1	12 700
S7	IS	0,35	0,02	6	6,23	0,12	2	1 660
	IV	0,28	0,01	2	5,32	0,19	4	1 820
	EV	0,44	0,01	1	2,64	0,07	3	506

^a Données non disponibles.

Tableau 89 Teneur en sodium (Na) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	58,0	1,5	2,7	72,2	6,9	9,6	24
	IV	54,5	0,4	0,8	52,9	0,6	1,1	-3
	EV	54,2	0,7	1,2	50,7	1,3	2,6	-6
CH	IS	60,7	1,0	1,6	47,1	0,8	1,8	-22
	IV	59,5	2,3	3,8	58,2	7,8	13,3	-2
	EV	60,3	0,7	1,2	38,0	0,3	0,8	-37
AE	IS	67,0	0,3	0,4	64,1	0,6	0,9	-4
	IV	59,4	1,6	2,8	36,8	2,0	5,4	-38
	EV	64,0	2,8	4,3	27,9	0,6	2,0	-56
M2	IS	63,0	0,9	1,4	- ^a			
	IV	63,9	1,6	2,5	29,1	2,8	9,6	-54
	EV	61,5	1,0	1,5	42,1	1,8	4,2	-32
M4	IS	63,3	2,2	3,4	-			
	IV	66,3	1,1	1,6	21,3	0,9	4,1	-68
	EV	63,3	1,2	1,9	36,8	4,8	13,2	-42
M7	IS	67,6	0,8	1,1	64,8	2,5	3,8	-4
	IV	70,0	2,5	3,6	56,0	0,8	1,4	-20
	EV	69,7	1,7	2,5	48,4	1,3	2,7	-31
S4	IS	50,2	1,8	3,6	52,5	3,9	7,4	5
	IV	52,1	0,4	0,7	40,8	4,6	11,3	-22
	EV	49,3	0,4	0,7	50,6	1,2	2,3	3
S7	IS	53,1	3,0	5,7	55,7	5,5	9,8	5
	IV	52,4	1,0	1,9	45,5	2,0	4,3	-13
	EV	49,8	0,5	1,0	35,8	1,2	3,2	-28

^a Données non disponibles.

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Tableau 90 Teneur en nickel (Ni) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	0,03	0,00	6	0,29	0,05	16	741
	IV	0,04	0,00	3	0,22	0,01	5	403
	EV	0,03	0,00	4	0,16	0,03	17	451
CH	IS	0,29	0,01	3	0,06	0,00	4	-78
	IV	0,29	0,01	4	0,49	0,05	11	70
	EV	0,30	0,00	1	0,15	0,00	0,4	-48
AE	IS	< 0,03			< 0,03			
	IV	0,05	0,00	3	0,13	0,01	8	141
	EV	< 0,03			0,13	0,03	25	
M2	IS	0,75	0,00	0	- ^a			
	IV	0,77	0,02	2	2,37	0,07	3	208
	EV	0,88	0,02	2	0,18	0,01	3	-80
M4	IS	0,42	0,02	4	-			
	IV	0,51	0,00	1	0,43	0,01	3	-16
	EV	0,41	0,01	2	0,08	0,01	8	-81
M7	IS	0,03	0,00	10	0,23	0,02	8	741
	IV	0,10	0,00	2	0,12	0,02	17	17
	EV	< 0,03			0,07	0,02	31	
S4	IS	0,08	0,00	5	0,30	0,06	20	277
	IV	0,14	0,01	5	0,38	0,04	10	175
	EV	0,08	0,00	1	0,25	0,00	0	209
S7	IS	0,07	0,00	6	0,13	0,02	12	69
	IV	0,12	0,01	6	0,16	0,00	0,4	42
	EV	0,08	0,00	2	0,06	0,01	15	-30

^a Données non disponibles.

Tableau 91 Teneur en soufre (S) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)						Variation (%)
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	
CO	IS	21	1	2	256	30	12	1 110
	IV	26	1	2	191	13	7	641
	EV	15	1	4	194	1	1	1 230
CH	IS	110	4	4	92	1	1	-17
	IV	110	6	5	216	22	10	97
	EV	116	2	1	135	1	1	17
AE	IS	15	1	4	95	3	3	542
	IV	46	1	3	70	14	20	53
	EV	16	1	6	106	11	10	582
M2	IS	249	2	1	- ^a			
	IV	270	7	3	400	15	4	48
	EV	348	14	4	249	12	5	-28
M4	IS	366	7	2	-			
	IV	349	11	3	575	33	6	65
	EV	380	7	2	173	8	5	-55
M7	IS	215	3	2	225	14	6	5
	IV	486	9	2	296	4	1	-39
	EV	324	3	1	181	5	3	-44
S4	IS	54	1	2	379	23	6	603
	IV	173	3	2	437	41	9	152
	EV	61	1	2	459	10	2	649
S7	IS	113	9	8	258	10	4	128
	IV	193	4	2	343	13	4	78
	EV	110	2	1	150	5	3	36

^a Données non disponibles.

*Stockage et stabilité à long terme de boues d'épuration municipales
décontaminées et stabilisées par voie chimique ou biologique*

Tableau 92 Teneur en zinc (Zn) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV) après 4 et 20 semaines de stockage

Boues	Stockage	Temps (semaines)					Variation (%)	
		4			20			
		Moy. (mg/L)	Écart type	C.V. (%)	Moy. (mg/L)	Écart type		C.V. (%)
CO	IS	< 0,5			3,3	0,2	5	
	IV	< 0,5			0,8	0,0	5	
	EV	< 0,5			0,8	0,1	15	
CH	IS	< 0,5			< 0,5			
	IV	< 0,5			0,7	0,2	28	
	EV	< 0,5			0,7	0,0	5	
AE	IS	< 0,5			0,5	0,1	13	
	IV	< 0,5			1,8	0,9	47	
	EV	< 0,5			1,6	0,7	43	
M2	IS	8,8	0,1	0,7	- ^a			
	IV	8,0	0,2	2,5	11,0	0,3	3	37
	EV	7,7	0,1	1,7	0,7	0,1	11	-91
M4	IS	4,3	0,2	3,9	-			
	IV	6,2	0,1	0,9	2,8	0,2	6	-55
	EV	2,2	0,0	2,2	0,6	0,1	22	-73
M7	IS	< 0,5			0,6	0,2	27	
	IV	< 0,5			0,5	0,2	48	
	EV	< 0,5			0,5	0,0	4	
S4	IS	< 0,5			1,5	0,4	23	
	IV	1,0	0,0	2,0	1,3	0,2	13	31
	EV	< 0,5			1,4	0,1	10	
S7	IS	< 0,5			0,7	0,2	33	
	IV	< 0,5			0,6	0,1	9	
	EV	< 0,5			< 0,5			

^a Données non disponibles.

ANNEXE 5

Évolution temporelle de l'aluminium (Al) (mg/L) dans les eaux de percolation

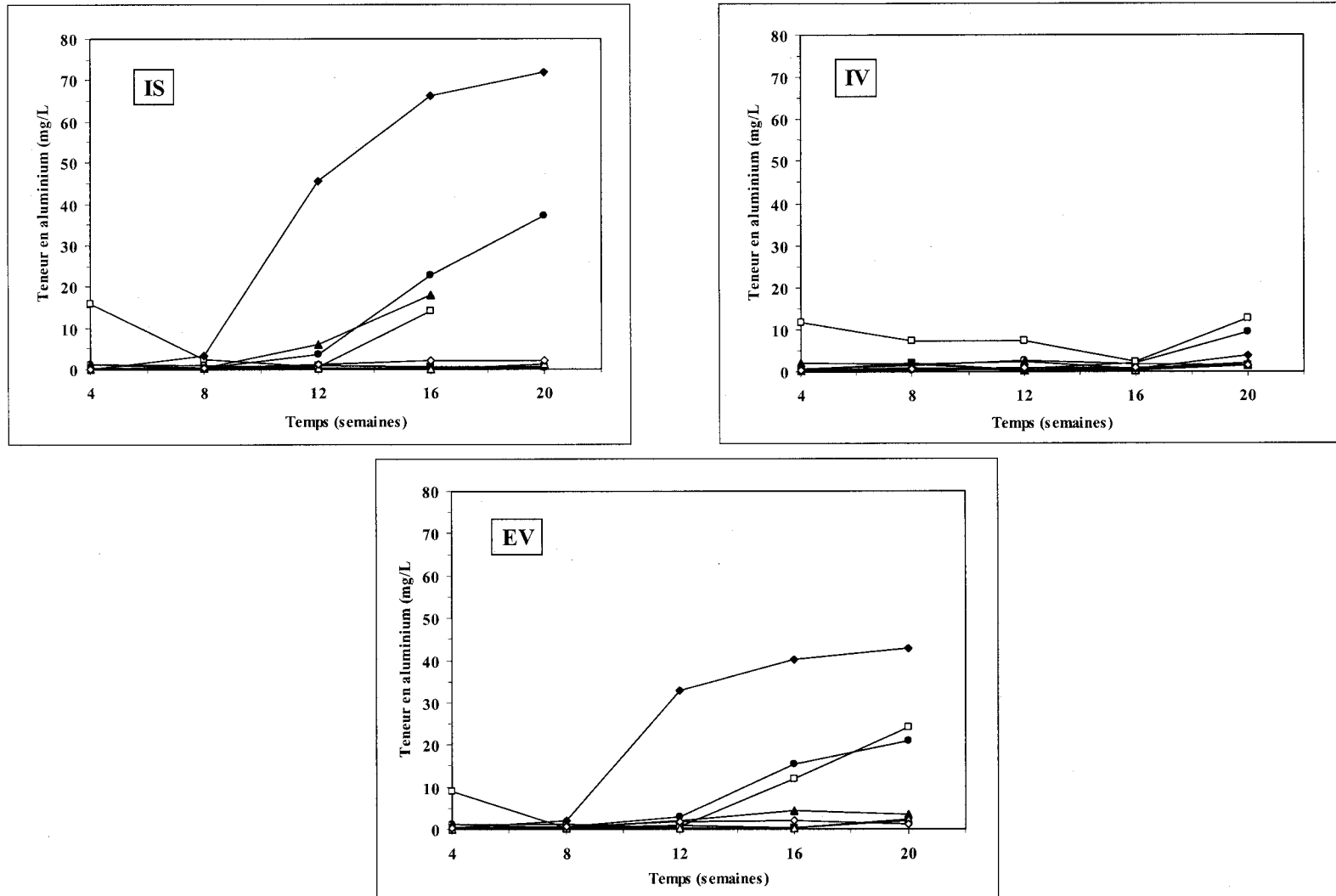


Figure 31 Évolution temporelle de l'aluminium (Al) (mg/L) dans les eaux de percolation des boues stockées à l'intérieur à température constante (IS) et variable (IV) ou à l'extérieur à température variable (EV). Symboles : (●) CO, (○) CH, (■) AE, (□) M2, (▲) M4, (△) M7, (◆) S4, (◇) S7

**REPROGRAPHIE DE LA REMISE FINALE
DU MÉMOIRE OU DE LA THÈSE**

Lors de la remise finale de mon mémoire ou de ma thèse, les photocopies ont été effectuées par :

l'étudiant(e) :

*Les photocopies effectuées par l'étudiant(e)
seront sous sa responsabilité.*

JOHANNE DESROSIER
Nom

Johanne Desrosiers
Signature

Nom du directeur de recherche: JEAN FRANCOIS BLAIS

Nom du co-directeur de recherche: GUY MERCIER + PATRICK DROGUI

Boursier ou non-boursier: NON-Boursier

Johanne Desrosiers