

Université du Québec  
Institut national de la recherche scientifique  
Centre Eau Terre Environnement

**VALORISATION PAR PRODUCTION DE COMPOST DE BOIS USAGÉ  
TRAITÉ À L'ARSÉNIATE DE CUIVRE CHROMATÉ ET  
DÉCONTAMINÉ PAR LIXIVIATION CHIMIQUE**

Par

Michel PLOURDE

B. Sc. Biochimie

Mémoire présenté

Pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur externe	M. Stéphane Godbout Chercheur IRDA et professeur invité Université Laval
Examineur interne	Mme Satinder K. Brar Professeure INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Monsieur Jean-François Blais Professeur INRS-ETE
Directeur de recherche	Monsieur Guy Mercier Professeur INRS-ETE

Août 2012



## REMERCIEMENTS

En premier lieu, j'aimerais remercier tous les membres de l'équipe d'assainissement pour leur soutien moral, intellectuel et manuel. Un grand merci à mon directeur de recherche, Guy Mercier, ma professionnelle de recherche, Myriam Chartier, et mon codirecteur, Jean-François Blais.

Merci aussi à tous mes amis et collègues de laboratoire du centre-ville : Lucie Coudert, Amélie Janin, Pauline Riche, Nicolas Reynier et Lan Huong Tran. Je tiens aussi à remercier l'équipe de techniciens de l'INRS : Sébastien Duval, Michelle Bordeleau, Anissa Bensadoune, Sandra Jobidon, Julie Perreault et René Rodrigue. De même, j'aimerais remercier Louis Gastonguay, d'Hydro-Québec et la ville de Québec pour leur implication dans le projet.

Également, un gros merci à mes amis et collègues du laboratoire lourd : Vincent Taillard, Sara Bisone, Dileep Nambiar et Guillaume Nielsen. Merci pour votre appui, non seulement moral et intellectuel, mais aussi pour vos perspectives différentes sur les problématiques rencontrées.

Mes derniers remerciements, mais non les moindres, s'adressent à mes amis et parents pour leurs encouragements constants et leurs ondes positives. Sans eux, ce projet n'aurait pas été possible. Merci infiniment.

Cheers!



## RÉSUMÉ

La production croissante de déchets de bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) nécessite le développement de nouvelles voies de disposition ou, mieux encore, de valorisation de ces biomasses, pour éviter l'accumulation de tels matériaux dans les sites d'enfouissement et d'incinération. En effet, une meilleure gestion de ce type de déchet limiterait la dispersion de contaminants dans l'environnement. Or, le but de la présente recherche est d'étudier la valorisation de déchets de bois traité à l'ACC ayant subi un procédé de décontamination pour en extraire les polluants métalliques (As, Cr et Cu) et, ainsi, de proposer une façon de disposer de ces déchets résiduels de manière responsable et écologiquement respectueuse.

Le procédé de décontamination du bois consiste en une série d'étapes de lixiviation à l'acide sulfurique, suivi de rinçages, afin de réduire significativement la teneur en métaux. Ce procédé permet une extraction de 99% de l'arsenic (As) et du cuivre (Cu) et 91% du chrome (Cr) contenus initialement dans le bois traité à l'ACC. Des teneurs moyennes de 39,8 mg As/kg, 397 mg Cr/kg et 40,4 mg Cu/kg ont été mesurées dans le bois traité remédié.

Des essais de compostage ont été effectués dans des composteurs de 1 m<sup>3</sup> de capacité pendant une période de 102 jours en utilisant ce bois traité remédié (sous forme de copeaux) comme agent de foisonnement et matériau riche en carbone. Une fois mélangé avec les autres intrants de compostage constitués notamment de déchets verts domestiques (déchets de table), les teneurs initiales en métaux étaient de 39,6 mg As/kg, 555 mg Cr/kg et 128 mg Cu/kg. Les teneurs finales en métaux dans le compost final (fraction inférieure à 1 mm) à base de bois remédié étaient de 37,6 mg As/kg, 270 mg Cr/kg et 280 mg Cu/kg. Ce compost respectait les critères de qualité du CCME (2005) pour un compost de qualité **B**, soit < 75 mg As/kg, < 1 060 mg Cr/kg et < 757 mg Cu/kg). Des essais comparatifs ont également été réalisés en utilisant du bois traité non-remédié et du bois non-traité comme intrants de compostage.

Le traitement du lixiviat obtenu durant le compostage du bois remédié a aussi été étudié. Ce lixiviat ne pouvait pas être rejeté directement dans les égouts puisqu'il excédait, avec une concentration moyenne de 1 100 mg O<sub>2</sub>/L, la norme de demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), qui est établie à 500 mg O<sub>2</sub>/L. Le lixiviat a été traité avec succès par un traitement d'environ 4,5 h dans un réacteur biologique de type boues activées avec support à garnissage plastique, suivi d'une étape de coagulation/floculation chimique et d'une étape de décantation.



## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	V
TABLE DES MATIÈRES .....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES ÉQUATIONS .....	XIX
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XXI
INTRODUCTION.....	1
<b>1 REVUE DE LITTÉRATURE.....</b>	<b>3</b>
1.1    PRODUCTION DU BOIS TRAITÉ .....	3
1.2    CARACTÉRISTIQUES ET TOXICITÉ DES ÉLÉMENTS COMPOSANT L'ACC .....	5
1.2.1    Arsenic.....	5
1.2.2    Chrome.....	6
1.2.3    Cuivre .....	7
1.3    VOLUME DE DÉCHETS DE BOIS TRAITÉ .....	8
1.4    MÉTHODES ACTUELLES DE GESTION DU BOIS TRAITÉ .....	9
1.4.1    Enfouissement .....	10
1.4.2    Incinération .....	11
1.4.3    Décontamination par lixiviation chimique.....	11
1.5    VALORISATION PAR COMPOSTAGE DU BOIS TRAITÉ REMÉDIÉ.....	12
1.6    SYSTÈMES DE COMPOSTAGE .....	14
1.6.1    Système ouvert .....	14

1.6.2	Système fermé .....	19
1.7	FACTEURS LIMITANT L'UTILISATION DU COMPOSTAGE .....	22
1.7.1	Compétition envers le faible coût de l'enfouissement.....	22
1.7.2	Qualité et normes strictes des contaminants du compost.....	22
1.7.3	Mauvaise réputation du compost à partir de matières résiduelles .....	24
1.8	PARAMÈTRES À SUIVRE .....	24
1.8.1	pH.....	24
1.8.2	Température .....	25
1.8.3	Potentiel d'oxydo-réduction (POR).....	27
1.8.4	Humidité .....	27
1.8.5	Ratio C/N.....	28
1.9	PHASES DE COMPOSTAGE.....	29
1.9.1	Dégradation (mésophile + thermophile) .....	29
1.9.2	Maturation .....	31
1.10	TRAITEMENT DES LIXIVIATS DE COMPOSTAGE .....	37
1.10.1	Demande chimique en oxygène .....	38
1.10.2	Demande biochimique en oxygène .....	38
1.10.3	Floculation/coagulation chimique .....	38
1.10.4	Réacteur biologique séquentiel.....	39
1.10.5	Réacteur biologique séquentiel à biomasse fixée .....	41
<b>2</b>	<b>HYPOTHÈSE DE RECHERCHE, OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET DÉMARCHE EXPÉRIMENTALE.....</b>	<b>45</b>
2.1	SYNTHÈSE .....	45
2.2	HYPOTHÈSES DE RECHERCHE.....	46

2.3	OBJECTIFS SPÉCIFIQUES .....	46
2.4	DÉMARCHE EXPÉRIMENTALE .....	46
<b>3</b>	<b>MATÉRIELS ET MÉTHODES.....</b>	<b>49</b>
3.1	COMPOSTAGE .....	49
3.1.1	Inventaire et caractérisation des intrants .....	49
3.1.2	Conditions de compostage .....	50
3.1.3	Protocole et échantillonnage.....	51
3.2	TRAITEMENT DU LIXIVIAT DE COMPOSTAGE.....	52
3.3	TRAITEMENT DU LIXIVIAT PAR COAGULATION/FLOCCULATION.....	53
3.4	TRAITEMENT BIOLOGIQUE DU LIXIVIAT .....	54
3.4.1	Acclimatation bactérienne de l'inoculum.....	54
3.4.2	Acclimatation bactérienne du réacteur biologique.....	55
3.4.3	Traitement biologique en mode cuvée.....	59
3.4.4	Traitement biologique en mode continu.....	60
3.5	MÉTHODES ANALYTIQUES .....	63
3.5.1	Échantillonnage.....	63
3.5.2	pH et POR.....	65
3.5.3	Oxygène dissous.....	65
3.5.4	Solides totaux.....	65
3.5.5	Température .....	66
3.5.6	Carbone, azote et soufre total (NCS).....	67
3.5.7	Densité, porosité et granulométrie .....	67
3.5.8	Volume de l'affluent et de l'effluent .....	68

3.5.9	Azote Kjeldhal et phosphore total .....	69
3.5.10	Métaux et éléments.....	69
3.5.11	Matières en suspension .....	70
3.5.12	Tests de maturité .....	70
3.5.13	Demande chimique en oxygène .....	72
3.5.14	Demande biochimique en oxygène .....	72
3.5.15	Indice de volume des boues .....	73
<b>4</b>	<b>RÉSULTATS ET DISCUSSION .....</b>	<b>75</b>
4.1	COMPOSTAGE .....	75
4.1.1	Caractérisation initiale des intrants de compostage .....	75
4.1.2	Évolution des paramètres durant la phase de compostage.....	77
4.1.3	Tests de maturité .....	90
4.1.4	Synthèse des essais de compostage.....	95
4.1.5	Production et caractéristiques des lixiviats de compostage .....	97
4.2	TRAITEMENT DU LIXIVIAT DE COMPOSTAGE.....	106
4.2.1	Caractérisation du lixiviat initial .....	106
4.2.2	Développement de la biomasse pour le traitement biologique .....	108
4.2.3	Traitement biologique en mode cuvée.....	109
4.2.4	Optimisation de la coagulation/floculation sur le lixiviat initial (sans coagulation) .....	110
4.2.5	Traitement biologique en mode continu.....	117
<b>5</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>123</b>
<b>6</b>	<b>RECOMMANDATIONS.....</b>	<b>125</b>
<b>7</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>127</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Pourcentage massique (% p/p) de l'oxyde de Cr, de Cu et d'As en fonction du type d'ACC.....	4
Tableau 1.2	Rémédiation physique, biologique ou chimique des déchets de bois traités à l'ACC (adapté de Janin A. 2009).....	10
Tableau 1.3	Valorisation des déchets de bois remédiés (adapté de Janin A. 2009).....	10
Tableau 1.4	Teneurs maximales en éléments traces (mg/kg en masse sèche) (CCME, 2005).....	23
Tableau 1.5	Caractéristiques physiques propres de chaque catégorie de compost (CCME, 2005) .....	23
Tableau 1.6	Caractéristiques communes aux trois catégories de compost (CCME, 2005) .....	23
Tableau 3.1	Masse sèche des intrants en kilogramme dans chaque pile de compost (kg sec).....	50
Tableau 3.2	Limites de détection des éléments mesurées pa l'ICP-AES dans les composts et le lixiviats.....	70
Tableau 4.1	Caractéristiques des différents intrants de compostage .....	76
Tableau 4.2	Masses de carbone et azote dans chacun des tas de compost initial et ratios C/N calculés à partir des intrants de compostage .....	76
Tableau 4.3	Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost remédié durant la phase de compostage.....	86
Tableau 4.4	Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost non-contaminé durant la phase de compostage.....	87
Tableau 4.5	Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost contaminé durant la phase de compostage.....	88

Tableau 4.6	Teneurs en éléments mesurées dans la fraction inférieure à 1 mm dans les trois composts finaux .....	89
Tableau 4.7	Valeurs obtenues du degré de maturité du compost final par la méthode <i>Solvita</i> .....	90
Tableau 4.8	Différence de température mesurée durant les tests d'auto-chauffage <i>Dewar</i> .....	91
Tableau 4.9	Ratios C/N initiaux et finaux des trois composts .....	93
Tableau 4.10	Synthèse des résultats des tests de maturité des composts (M = mature, NM = non mature, PM = plus mature).....	93
Tableau 4.11	Masse sèche et matière organique volatile de la fraction <1 mm des trois composts .....	95
Tableau 4.12	Teneurs en éléments normés (mg/kg) dans les fractions <1 mm des trois composts finaux.....	96
Tableau 4.13	Évolution temporelle des teneurs en MES (mg/L) des lixiviats générés durant la phase de compostage .....	100
Tableau 4.14	Caractéristiques physico-chimiques du lixiviat initial issu du tas de compost de bois remédié et valeurs limites maximales permises de rejet dans le réseau d'égout sanitaire de la ville de Québec .....	107
Tableau 4.15	Comparaison visuelle (orientation (M=milieu et B=bas) et hauteur (cm)) des boues générées par différentes concentrations de FeCl <sub>3</sub> et de quatre polymères.....	112
Tableau 4.16	Teneurs résiduelles en DCO <sub>5</sub> et en MES dans le lixiviat après une étape de coagulation/floculation de 1 h avec des concentrations variables de CA et PHA en présence de 220 mg Fe/L .....	113
Tableau 4.17	Paramètres optimaux de la coagulation/floculation du lixiviat initial .....	114

Tableau 4.18	Teneurs résiduelles moyennes en $\text{DBO}_5$ dans le lixiviat après coagulation/ floculation et sans traitement biologique.....	115
--------------	--	-----



## LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Évolution du volume de déchets de bois traité à l'ACC au Canada (Cooper, 2003) .....	9
Figure 1.2	Classification des différents types de compostage .....	14
Figure 1.3	Schéma d'un compost en pile à aération passive .....	15
Figure 1.4	Schéma d'un compost en pile à aération forcée .....	16
Figure 1.5	Exemple d'un retourneur d'andains .....	16
Figure 1.6	Schéma d'un système ouvert à pile statique avec pression négative (aspiration) .....	18
Figure 1.7	Schéma d'un système ouvert à pile statique avec pression positive (expiration) .....	19
Figure 1.8	Exemple d'un composteur fermé à aération passive en forme cubique .....	21
Figure 1.9	Schéma de l'évolution du pH lors du compostage (Mustin, 1987) .....	25
Figure 1.10	Courbe schématique de l'évolution de la température lors du compostage (adaptée de Mustin, 1987) .....	26
Figure 1.11	Courbe de l'influence de la température sur l'activité enzymatique (Mustin, 1987) .....	28
Figure 1.12	Graphique de l'évolution de la demande en oxygène lors du compostage (Mustin, 1987) .....	30
Figure 1.13	Schéma de l'évolution des paramètres lors du compostage .....	32
Figure 1.14	Appareil DCR de <i>Solvita</i> .....	35
Figure 1.15	Appareil utilisé pour le test auto-chauffage de Dewar .....	36
Figure 1.16	Schéma de l'évolution de la formation du biofilm sur une surface .....	42
Figure 3.1	Composteurs et abri en toile utilisés durant le compostage .....	51

Figure 3.2	Présentation des différents stages d'acclimatation bactérienne sur les supports en plastique .....	55
Figure 3.3	Réacteur biologique utilisé lors des essais de traitement biologique du lixiviat .....	56
Figure 3.4	Diffuseur en disque de 7,6 cm de diamètre et d'une pompe de marque <i>Hagen</i> , modèle <i>Elite Optima</i> utilisé dans le réacteur biologique au cours du projet .....	58
Figure 3.5	Schéma d'un réacteur biologique avec supports en plastique en mode batch avec aération, suivi d'une coagulation chimique .....	60
Figure 3.6	Schéma du réacteur biologique en mode continu avec aération et coagulation chimique .....	62
Figure 3.7	Montage du traitement biologique en mode continu du lixiviat.....	62
Figure 3.8	Emplacements des prélèvements des quatre sous-échantillons de compost.....	63
Figure 3.9	Schéma des emplacements et orientations approximatifs des mesures de température .....	67
Figure 4.1	Évolution temporelle du pH durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	78
Figure 4.2	Évolution temporelle du POR (mV) durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	78
Figure 4.3	Évolution temporelle des ST (%) durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	79
Figure 4.4	Évolution temporelle de la température (°C) durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	80

Figure 4.5	Évolution temporelle de la densité en vrac (g/L) durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	81
Figure 4.6	Évolution temporelle de la porosité (%) durant la phase de compostage en fonction du type de compost .....	82
Figure 4.7	Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost remédié .....	83
Figure 4.8	Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost non-contaminé .....	84
Figure 4.9	Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost contaminé .....	84
Figure 4.10	Grille <i>Solvita</i> utilisé pour déterminer le degré de maturité des composts.....	91
Figure 4.11	Volumes d'affluents utilisés pour ajuster l'humidité des trois composts.....	97
Figure 4.12	Volumes des lixiviats générés durant la période de compostage des trois composts.....	98
Figure 4.13	Évolution temporelle des teneurs en MVES (%) des lixiviats générés durant la phase de compostage.....	101
Figure 4.14	Évolution temporelle du POR (mV) des lixiviats générés durant la phase de compostage .....	102
Figure 4.15	Évolution temporelle du pH des lixiviats générés durant la phase de compostage .....	103
Figure 4.16	Évolutions des teneurs en azote Kjeldhal dans les lixiviats L-1, L-2 et L-3 durant la phase de compostage.....	105
Figure 4.17	Évolutions des teneurs en phosphore total dans les lixiviats L-1, L-2 et L-3 durant la phase de compostage.....	105
Figure 4.18	Évolution de la DCO <sub>5</sub> dans le lixiviat durant l'acclimatation bactérienne .....	109

Figure 4.19	Évolution temporelle de la DCO <sub>5</sub> des effluents, sans coagulation, lors des essais de traitement biologique avec différents pourcentages d'inoculum.....	110
Figure 4.20	Évolution de la DBO <sub>5</sub> en fonction du temps de traitement biologique en mode cuvée (inoculum 10% v/v), suivi d'une coagulation/floculation de 30 min en conditions optimales (1 mg PHA/L, 176 mg Fe/L) .....	116
Figure 4.21	Évolution du pH de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales.....	118
Figure 4.22	Évolution du POR de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales.....	119
Figure 4.23	Évolution des MES de l'effluent final provenant du traitement biologique en et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales (valeur maximale acceptée par la ville de Québec est établie à 600 mg/L).....	120
Figure 4.24	Évolution de la DCO <sub>5</sub> de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales .....	121
Figure 4.25	Évolution temporelle de la DBO <sub>5</sub> de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales (valeur maximale acceptée par la ville de Québec est établie à 500 mg O <sub>2</sub> /L) .....	122

## LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 3.1	$V_T - (H_R \times V_T \times M_V / D_S) = V_U$ .....	57
Équation 3.2	$V_T - V_U = V_S$ .....	57
Équation 3.3	$V_S \times D_S = M_S$ .....	57
Équation 3.4	$V/Q = TRH$ .....	61
Équation 3.5	$(M_{ST}/S_{TR}) - (M_{ST}/S_{TA}) = V$ .....	66



# 1 REVUE DE LITTÉRATURE

## 1.1 Production du bois traité

L'arséniate de cuivre chromaté (ACC), qui est initialement sous phase aqueuse, est utilisé comme agent de préservation pour protéger certains bois. Le brevet pour la première formulation d'oxyde de Cr, de Cu et d'As a été déposé en Inde par Sonti et Dehra (1938). Dans le présent projet, le bois utilisé provient des poteaux électriques d'Hydro-Québec. Il faut cependant prendre en considération que le bois traité à l'ACC ne concerne pas seulement les poteaux électriques. En effet, l'usage de cet agent de préservation touche l'industrie de la construction; il entre dans la fabrication de patios, escaliers, chalets, etc. Il est aussi très présent dans les ouvrages publics, tels que les poteaux de téléphone, les ponts et les garde-fous. En 1999, au Canada, 90% du bois traité était préparé avec de l'ACC (Environnement Canada, 2001). À noter que l'ACC offre des caractéristiques intéressantes en ce qui a trait à la préservation du bois, particulièrement des fonctions fongicides (Cu et As) et insecticides (As), en plus de l'augmentation de la résistance à la dégradation causée par les rayons UV attribuable à la présence de Cr<sup>1</sup>. Le Cr agit également comme élément fixateur au bois. Trois différents ratios de Cr, de Cu et d'As existent : type A, type B et type C (Tableau 1.1) (American Wood Preservers' Association, 1999).

---

<sup>1</sup> [http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2008/MUHIZI\\_THEONESTE\\_2008.pdf](http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2008/MUHIZI_THEONESTE_2008.pdf).

**Tableau 1.1 Pourcentage massique (% p/p) de l'oxyde de Cr, de Cu et d'As en fonction du type d'ACC**

Composants	Type A	Type B	Type C
CrO <sub>3</sub>	65,5	35,3	47,5
CuO	18,1	19,6	18,5
As <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	16,4	45,1	34,0

Les différents types d'ACC présentent des caractéristiques particulières. D'une part, la haute teneur en Cr du type A confère une bonne protection fongique et contre les termites. D'autre part, le type B offre une bonne protection globale, mais contient une forte teneur en As. Finalement, le type C, le traitement le plus répandu et celui utilisé pour le bois traité utilisé dans ce projet, démontre la meilleure résistance à la lixiviation naturelle, ainsi que la meilleure efficacité de résistance parmi les trois types d'ACC (Gezer et Cooper, 2009). L'application de l'ACC s'effectue en plusieurs étapes. Premièrement, les poteaux sont placés dans une chambre sous vide, pour retirer le plus d'eau possible du bois. Par la suite, il y a introduction de l'ACC en phase liquide, couplée avec une hausse de pression, ce qui force l'ACC à pénétrer en profondeur dans le bois. À nouveau, le bois subit une sous-pression pour éliminer l'excès d'ACC. Avec l'application de l'ACC, la durée en service de ces poteaux peut atteindre 50 ans. Malheureusement, l'ACC cause aussi des problèmes à l'être humain. L'ACC est cancérigène et toxique<sup>2</sup>. Évidemment, la concentration de ces éléments varie en fonction de la formulation utilisée. Par exemple, des valeurs de  $5230 \pm 120$  mg As/kg,  $5310 \pm 70$  mg Cr/kg et  $2620 \pm 210$  mg Cu/kg ont été observées dans le bois de poteaux électriques (Janin *et al.*, 2009a).

<sup>2</sup> [http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2008/MUHIZI\\_THEONESTE\\_2008.pdf](http://ori-oai.u-bordeaux1.fr/pdf/2008/MUHIZI_THEONESTE_2008.pdf).

## 1.2 Caractéristiques et toxicité des éléments composant l'ACC

### 1.2.1 Arsenic

#### 1.2.1.1 Caractéristiques générales

L'Arsenic est un métalloïde ayant le numéro atomique 33 et représenté par le symbole chimique « As ». Sa masse atomique est de 74,92 g/mol, il a une configuration électronique de  $[\text{Ar}] 3d^{10} 4s^2 4p^3$  et comporte quatre états d'oxydation ( $\pm 3, 0$  et  $+5$ ). Ce corps simple, de teinte gris métallique, est présent naturellement dans l'environnement, souvent lié à l'or (Au), l'argent (Ar), le cuivre (Cu) ou le sélénium (Se). Principalement, les minerais à base d'As sont le réalgar ( $\text{As}_4\text{S}_4$ ) et l'orpiment ( $\text{As}_2\text{S}_3$ ). Aussi, l'As peut être retrouvé sous forme de minerais, comme les arséniures, les arséniates et les sulfosels. Par ailleurs, lorsque présent en forte concentration, l'As est d'origine entropique, notamment en provenance d'industrie agroalimentaire ou minière.

#### 1.2.1.2 Toxicité

Certaines substances à base d'As sont reconnues pour être cancérigènes (USEPA, IARG, US NRC). Une relation entre l'inhalation périodique d'As et l'augmentation du risque de causer un cancer des poumons est notée, tandis qu'une ingestion du composé correspond à une augmentation de cancers de la vessie, du foie, de la langue et de la peau (Chen *et al.*, 1992, Chen *et al.*, 2010, Ren *et al.*, 2011). En plus des effets cancérigènes, d'autres problèmes liés à l'As ont été observés : diabète, maladies cérébrovasculaires, troubles cardiovasculaires (Chen

*et al.*, 2007), hyperpigmentation et kératose de la peau ainsi que formation de lésions au système nerveux ou immunitaire (Duker *et al.*, 2005).

Dépassé le seuil de concentration en As, une augmentation en phytotoxicité peut se produire, ce qui fait apparaître des symptômes tels que la modification du métabolisme, l'inhibition de la croissance et la mort cellulaire (Mojsilovic *et al.*, 2011; Nagajyoti *et al.*, 2010). De plus, il est observé que l'As est absorbé par les plantes (Cao et Ma, 2004).

## **1.2.2 Chrome**

### **1.2.2.1 Caractéristiques générales**

Le chrome est un métal de transition comportant le numéro atomique 24 et représenté par le symbole chimique « Cr ». Sa masse atomique est de 52,00 g/mol, il a une configuration électronique de  $[Ar] 3d^5 4s^1$  et quatre états d'oxydation (0, +2, +3, +4, +6). Cet élément chimique existe naturellement dans l'environnement, où les oxydes de Cr trivalent (+3) et hexavalent (+6) sont les formes du Cr les plus répandues et les plus stables (Shrivastava *et al.*, 2002). La forme trivalente est plus stable et relativement peu soluble dans l'eau, tandis que la forme hexavalente est soluble dans l'eau et plus facilement biodisponible, mais elle est également plus toxique pour les êtres vivants (Kotas et Stasicka, 2000). La prédominance d'une forme en fonction de l'autre dépend à la fois du pH, de la concentration du Cr, ainsi que des conditions d'oxydoréduction du milieu.

### 1.2.2.2 Toxicité

Le Cr sous forme hexavalente est classé comme étant une substance cancérigène et toxique (Environnement Canada, 1994). L'inhalation du Cr (+6) peut potentiellement endommager le système respiratoire, le foie (Cieslak-Golonka 1996; Kotas et Stasicka, 2000), le système nerveux (Sunderman, 2001) et le système immunitaire (Saha *et al.*, 2011). Le contact direct avec la peau d'une solution à forte concentration de Cr (+6) peut provoquer des brûlures pouvant aller jusqu'à la nécrose des cellules. Au contraire, le Cr trivalent est essentiel au bon fonctionnement de l'organisme humain, dans le contrôle du glucose et des lipides. Il est recommandé d'en consommer une portion quotidiennement (Environnement Canada et Santé Canada, 1994).

### 1.2.3 Cuivre

#### 1.2.3.1 Caractéristiques générales

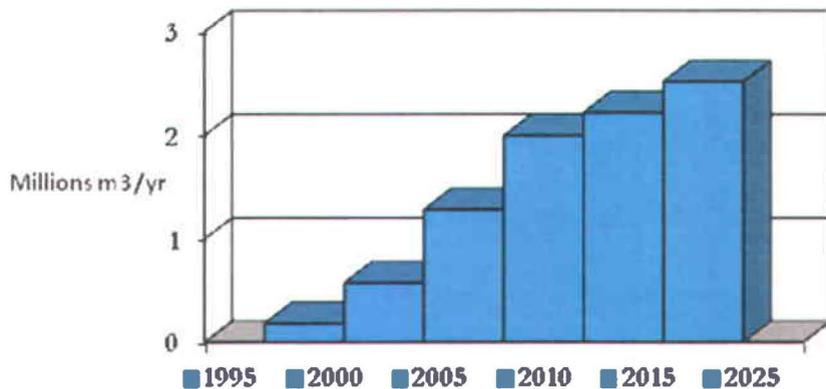
Le cuivre est un métal de transition avec un numéro atomique de 29 et est représenté par le symbole chimique « Cu ». Sa masse atomique est de 63,55 g/mol, il dispose d'une configuration électronique de  $[Ar] 3d^{10} 4s^1$  et a trois états d'oxydation (+2, +1 et 0). Le Cu est présent naturellement dans l'environnement, ainsi que dans la croûte terrestre et est essentiel à la vie cellulaire. Le Cu natif est retrouvé sous forme minérale à base de sulfure, de sulfosel, de carbonate, de sulfate de chlorure, de silicate et d'oxydes. La prédominance d'une forme ou d'une autre dépend à la fois du pH et des conditions d'oxydoréduction du milieu.

### 1.2.3.2 Toxicité

La consommation de Cu est essentielle à la vie cellulaire et ne provoque aucun effet neurotoxique, mutagène ou cancérigène chez les humains. Cet élément régule le système immunitaire (Puertollano *et al.*, 2011), le transport du fer, du cholestérol et du glucose. Par contre, ingéré en grande quantité, le Cu peut devenir toxique à l'organisme. La maladie de Wilson, un désordre métabolique, produit une accumulation de Cu dans le foie. Cette accumulation peut mener à plusieurs maladies, notamment; la cirrhose infantile indienne, la cirrhose infantile non indienne et la toxicose au Cu idiopathique (Roy *et al.*, 2011).

## 1.3 Volume de déchets de bois traité

Depuis janvier 2004, l'usage de l'ACC à des fins municipales et résidentielles est interdit au Canada, en Europe et aux États-Unis (Dubey *et al.*, 2009). Cette substance a été remplacée par des agents de préservation alternatifs, à base de Cu, plus sécuritaires pour la santé (Janin *et al.*, 2011a, 2012a), notamment le Cu alcalin quaternaire (CAQ), l'azole de Cu (AC) et le Cu quaternaire micronisé (CQM) (Janin *et al.*, 2011c; Lin *et al.*, 2009). Toutefois, étant donné l'utilisation massive de bois traité à l'ACC au Canada entre 1950 et 1990 (McQueen et Stevens, 1998), la quantité de déchet de bois traité à l'ACC commence à s'accumuler (Jambeck *et al.*, 2007). Selon Cooper (2003), cette accumulation va finalement plafonner en 2025 au Canada pour atteindre 2,5 Mm<sup>3</sup>/an et, par la suite, décroître progressivement (Figure 1.1).



**Figure 1.1** Évolution du volume de déchets de bois traité à l'ACC au Canada (Cooper, 2003)

Il est estimé qu'en 2010, en Amérique du Nord, l'accumulation de bois traité à l'ACC atteigne entre 10 et 16 Mm<sup>3</sup>/an (Gezer et Cooper, 2009). Au Danemark, en 1992, il était estimé d'avoir 17 000 tm/an de bois traité hors fonction, tandis qu'en 2010 cette estimation est passée à 100 000 tm/an (Pedersen *et al.*, 2005). En Floride, en 1998, une accumulation de 513 000 tm/an de ce bois traité était estimée (Saxe *et al.*, 2007). La problématique de la gestion du bois traité à l'ACC désuet n'est donc pas un problème localisé, ni à court terme.

#### 1.4 Méthodes actuelles de gestion du bois traité

Plusieurs méthodes de gestion du bois traité existent. Les trois méthodes les plus employées sont l'enfouissement, l'incinération et la décontamination. Certaines méthodes de décontamination du bois traité et revalorisation du bois remédié sont démontrées dans les tableaux 1.2 et 1.3.

**Tableau 1.2 Rémédiation physique, biologique ou chimique des déchets de bois traités à l'ACC (adapté de Janin A. 2009)**

Méthodes de décontamination	Avantages	Désavantages
Électrodialyse	-Rendements d'extractions élevés	-Production de boues fortement chargées en métaux -Coûts très élevés
Traitement thermique	-Extraction facile des métaux	-Consommation énergétique élevée
Biorémédiation	-Faibles coûts	-Rendements d'extractions faibles
Lixiviation chimique	-Rendements d'extractions élevés  -Faibles coûts	-Production de boues fortement chargées en métaux

**Tableau 1.3 Valorisation des déchets de bois remédiés (adapté de Janin A. 2009)**

Méthodes de valorisations	Avantages	Désavantages
Réutilisation	-Faibles coûts	-Lixiviation des métaux -Parties contaminées doivent être retirées -Réduction des propriétés mécanique du bois fini
Compost	-Faibles coûts	-Doit être préalablement décontaminé -Processus lent
Bioéthanol	-Production de biofuel renouvelable	-Doit être préalablement décontaminé

#### 1.4.1 Enfouissement

L'enfouissement est une méthode de gestion généralement à faible coût (60-120 US\$/tm) (Janin *et al.*, 2009a), mais comporte certains désavantages. Principalement, la lixiviation naturelle de l'As et du Cr dans le sol constitue un risque potentiel lié à la contamination de ce dernier, ainsi que des eaux souterraines (Jambeck *et al.*, 2007; Janin *et al.*, 2009a; Kamchanawong et Veerakajohnsak, 2010). La teneur en métaux des lixiviats de sites

d'enfouissement peut même dépasser les normes de toxicité pour l'eau potable (Townsend *et al.*, 2004).

#### **1.4.2 Incinération**

L'incinération du bois traité à l'ACC permet d'obtenir une revalorisation thermique, mais entraîne aussi une problématique liée aux métaux (Rogers *et al.*, 2007). À noter que le Cr, le Cu et l'As se concentrent dans les cendres (Lundholm *et al.*, 2008). Aussi, une fraction de l'As se volatilise durant l'incinération (Matsuura *et al.*, 2009). D'ailleurs, il est démontré que la quantité d'As volatilisé augmente avec la hausse de température (Lundholm *et al.*, 2008). Cette quantité volatilisée varie entre 22 et 77% (Lida *et al.*, 2004). Une gestion responsable des cendres doit donc être pratiquée et la récupération de l'As volatilisé doit aussi être effectuée.

#### **1.4.3 Décontamination par lixiviation chimique**

Un procédé de décontamination du bois traité à l'ACC, ainsi que d'autres types de déchets de bois traité a été mis au point ces dernières années à l'INRS-ETE (Coudert *et al.*, 2011; Janin *et al.*, 2008, 2009a, b, c, 2011a, b, 2012a, b).

Le bois traité est d'abord déchiqueté en copeaux dont la grosseur est inférieure à 12 mm. Ensuite, une pulpe contenant 150 g de bois par litre de solution est préparée avec de l'acide sulfurique (0,1 M) et trois étapes de lixiviation de 2 h à 75°C sont effectuées, suivies de trois étapes de rinçage. Cette technique permet une extraction de 99% de l'As et du Cu, et 91% du Cr. Le prix de cette décontamination a été évalué à 115 US\$/tm de bois traité (Janin *et al.*,

2009a). Par contre, après cette technique de décontamination, deux produits sont générés; le bois remédié et les boues contaminées. Le bois remédié peut être réutilisé pour d'autres fins tandis que les boues résiduelles présentent de fortes concentrations en métaux et doivent être gérées de façon adéquate.

## **1.5 Valorisation par compostage du bois traité remédié**

Le compostage est une technique largement répandue pour la gestion des matières organiques biodégradables. Le compostage comporte toutefois certains désavantages, notamment la génération d'odeurs désagréables, un temps de transformation en terreau de plusieurs semaines et le besoin de rencontrer différentes normes selon le type de valorisation souhaité (Boutin *et al.*, 2010; Kurola *et al.*, 2011 ; Shane *et al.*, 2011). Ces facteurs limitent quelque peu l'implantation et le développement du compostage. Pourtant, avec le bon ratio d'intrants, un terreau de bonne qualité peut être obtenu.

Lors de la rémediation par lixiviation chimique du bois traité, la teneur en eau dans le bois décontaminé augmente à environ 40%. Après cette étape, l'incinération n'est pas envisageable sans une étape préalable de séchage, ce qui réduit l'intérêt économique d'une telle voie de valorisation du bois remédié.

L'enfouissement est toutefois possible, mais dans ce cas, aucune revalorisation du bois ne peut être obtenue.

Or, en utilisant le bois traité et décontaminé comme intrant de compostage et, plus spécifiquement, comme matériau de foisonnement pour le compostage, il serait

théoriquement possible de valoriser ce type de déchet, tout en réduisant le coût en intrants de compostage.

Dans la présente recherche, des déchets de bois traité à l'ACC et remédié par voie chimique ont donc été utilisés comme agent de foisonnement pour le compostage de la matière organique dégradable provenant de déchets de table de l'arrondissement de Beauport (Québec, QC, Canada).

Avec une phase préliminaire de séparation des composants non désirés, les étapes de compostage varient très peu, quel que soit le procédé. Ainsi, pour des raisons financières et pratiques, un tri à la source de la matière à composter est l'idéal. Reste qu'un triage secondaire, avant le compostage, pourrait être nécessaire pour soustraire les éléments non souhaités. Après l'étape de séparation, une période de broyage pourrait être effectuée, afin d'obtenir une granulométrie plus homogène de la matière à dégrader. Il convient de préciser que pour produire une dégradation efficace, il est préférable d'avoir une homogénéisation au niveau de cette matière. Lorsque le compostage atteint la maturité, l'agent de foisonnement est séparé de la matière dégradée. Cette étape de séparation retient aussi la matière non dégradée et, par conséquent, améliore l'aspect visuel du compost. Le compost final peut être entreposé avec aération et à l'abri des intempéries, dans le but d'abaisser son taux d'humidité et de le maintenir entre 40 et 50%. Cette méthode est utilisée pour réduire le poids du compost et, par conséquent, faciliter son transport (Mustin, 1987). Le compostage peut avoir lieu dans des systèmes ouverts ou fermés, à piles retournées ou statiques, par aération passive ou active, ainsi que dans des bioréacteurs verticaux ou horizontaux.

## 1.6 Systèmes de compostage

Plusieurs différentes techniques de compostage existent. Le compostage à système ouvert peut être à piles statiques ou retournées. Le système fermé comporte une aération passive ou forcée avec un compost statique ou retourné. La figure 1.2 illustre ces différentes méthodes de compostage les plus fréquemment utilisées.

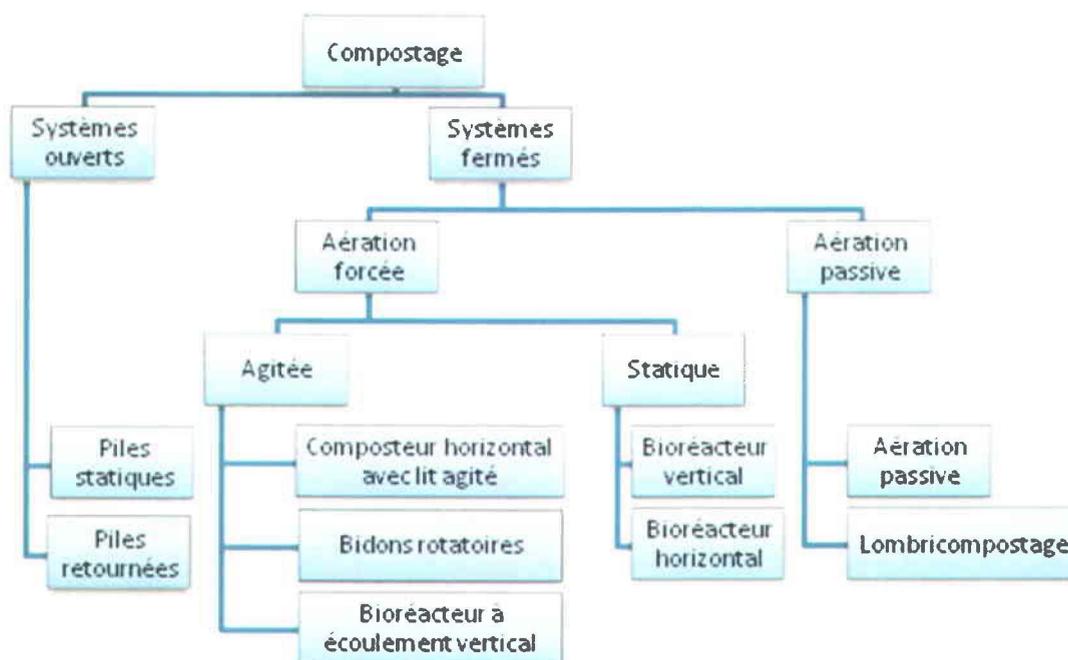


Figure 1.2 Classification des différents types de compostage

### 1.6.1 Système ouvert

Le compostage en système ouvert se fait à l'extérieur. Il est donc plus difficile de contrôler les paramètres comme la température, la pluie, le taux d'humidité et le vent (Schuchardt, 2005). Par ailleurs, le lixiviat généré doit être récolté (Figures 1.3 et 1.4). Pour ce faire, un système de

fossés d'irrigation peut être utilisé. Puis, afin de faciliter la collecte de lixiviat, ainsi que le prélèvement par les machineries lourdes, il importe que le compost repose sur une surface dure, comme de l'asphalte, du béton ou du gravier (Mulligan, 2002; Wilson *et al.*, 2004).

#### 1.6.1.1 Compostage avec retournement mécanique

Le type de compostage retourné est considéré comme étant la technique la plus ancienne. Il s'agit d'une pile triangulaire ou de forme trapézoïdale d'environ 1 à 2 m de hauteur, aussi appelée andain, retournée mécaniquement par des retourneurs d'andains (Figure 1.5) (Shammas et Wang, 2007). Le compost peut être abrié par une toile pour éviter la formation excessive de lixiviat lors des pluies et peut être alimenté par aération passive ou forcée.

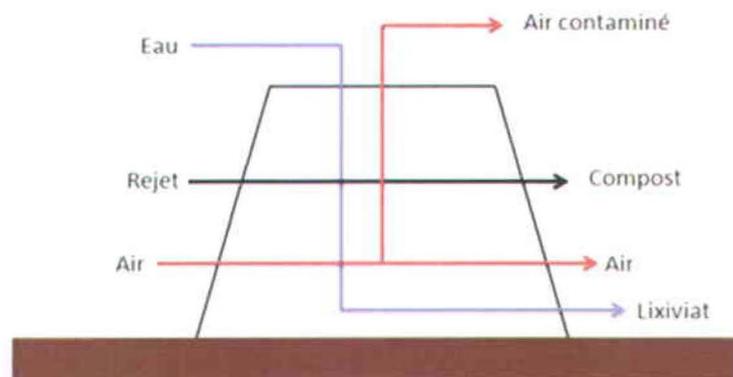


Figure 1.3 Schéma d'un compost en pile à aération passive

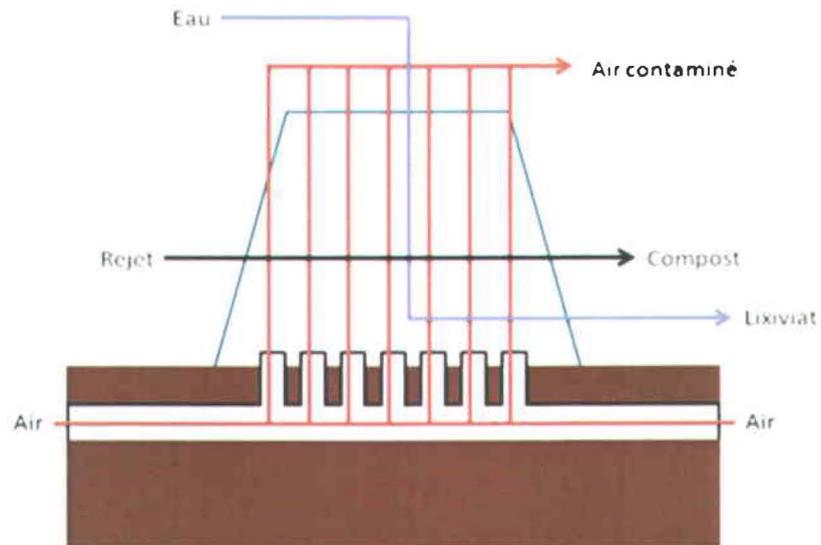


Figure 1.4 Schéma d'un compost en pile à aération forcée



Figure 1.5 Exemple d'un retourneur d'andains

Comparativement au compostage à piles statiques, le compostage avec piles retournées nécessite moins d'agents de foisonnement, accélère la fermentation, réduit le taux d'humidité, produit un compost homogène et offre une meilleure élimination des agents pathogènes. Par contre, cette technique est plus coûteuse en main d'œuvre, en équipement ainsi qu'en énergie. De plus, l'aération passive peut être un facteur limitant si les piles sont trop grosses ou si elles ne sont pas retournées suffisamment (Mustin, 1987). Les coûts d'opération sont d'environ 215 à 245 \$/tm (Mulligan, 2002). Le compostage à piles retournées demeure quand même un processus lent, auquel il faut accorder environ six mois, et s'avère d'une efficacité variable (Mulligan, 2002). D'autre part, la fréquence des retournements et la grosseur des piles influencent la quantité d'oxygène disponible aux MO, le taux d'humidité, le degré d'odeurs nauséabondes dégagées, ainsi que la température du tas. Aussi, une augmentation de fréquence en retournements produit plus de bruits et nécessite davantage de main d'œuvre. Une aération forcée peut être utilisée avec les retournements, pour améliorer la circulation de l'air dans les piles. Avec une aération forcée, les piles peuvent atteindre 5 m en hauteur (Mulligan, 2002).

#### 1.6.1.2 Piles statiques

Le compostage par pile statique ne comporte pas de retournement. Cependant, une aération forcée est nécessaire afin de compenser la demande microbienne en oxygène. Il peut s'agir d'une aspiration (pression négative) (Figure 1.6) ou d'une expiration (pression positive) forcée (Figure 1.7). Les piles ont généralement de 1,5 à 2,7 m en hauteur, de 21 à 27 m en longueur et

de 3 à 5,5 m en largeur. Ces piles sont recouvertes d'une couche de compost mature, d'un agent de foisonnement et d'une toile. Si la toile n'est pas présente, la couche de compost mature et d'agent de foisonnement se doit d'être plus épaisse pour compenser ce manque. Cette technique réduit les odeurs nauséabondes et aide à garder une température plus élevée au centre de la pile (Shammas et Wang, 2007). Pour sa part, une base poreuse constituée d'un agent de foisonnement permet aux tubes perforés placés sous les piles de diffuser ou d'inspirer l'air plus facilement et d'absorber l'excès d'eau. Les tubes perforés se rejoignent à un tube non perforé avant d'atteindre la pompe. Avec le système d'aspiration forcée, l'air est par la suite filtré et retourné dans l'atmosphère. De son côté, le système d'expiration forcée n'utilise pas de dispositif de filtration. L'air est simplement collecté par la pompe et diffusé dans la pile. Dans ce système, la filtration de l'air se fait dans la couche de compost mature et d'agent de foisonnement.

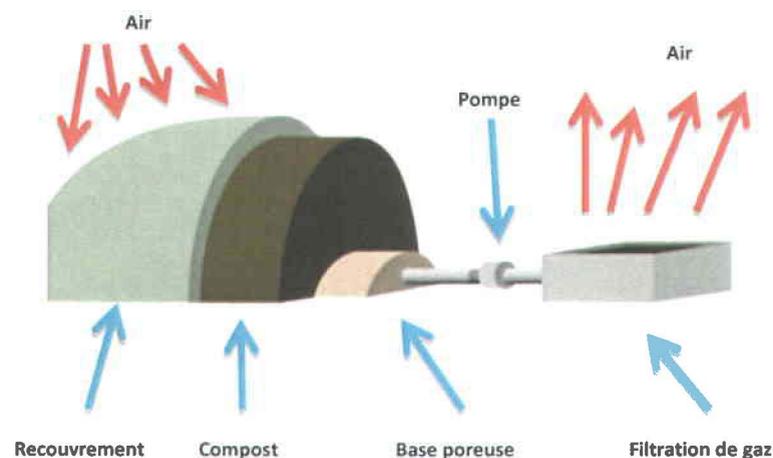
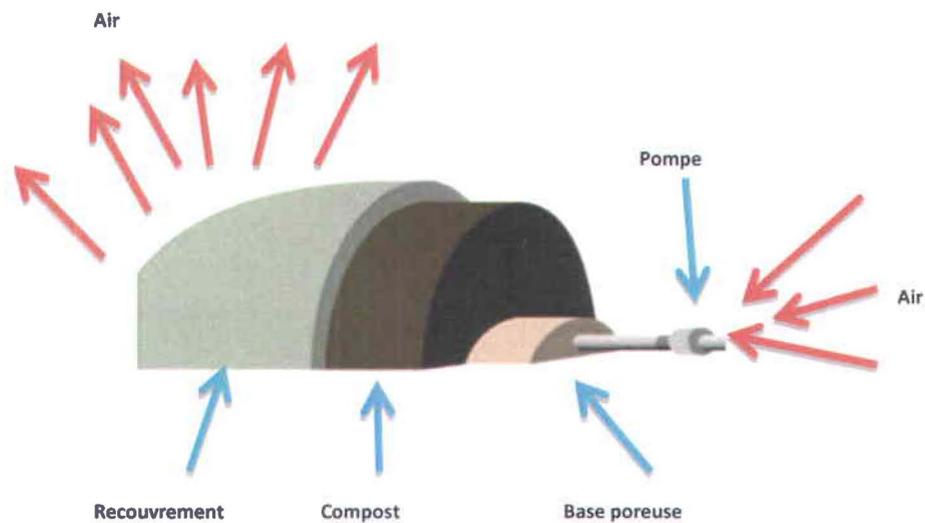


Figure 1.6 Schéma d'un système ouvert à pile statique avec pression négative (aspiration)



**Figure 1.7** Schéma d'un système ouvert à pile statique avec pression positive (expiration)

## 1.6.2 Système fermé

Le système fermé est divisé en fonction du type d'aération, soit passive et forcée. Le système à aération passive comporte le lombricompostage et le compostage à aération passive. Quant à l'aération forcée, elle permet d'utiliser les piles statiques (bioréacteur vertical et horizontal) et retournées (composteur horizontal avec lit agité, les bidons rotatoires et les bioréacteurs à écoulement vertical).

### 1.6.2.1 Aération forcée

L'aération forcée dans un compostage en milieu fermé donne la possibilité de contrôler les paramètres comme l'humidité, la quantité d'oxygène, la température et le flux d'air. Par

conséquent, le temps de compostage durant la phase thermophile est d'environ 10 à 21 jours (Rynk, 2000b; Shammass et Wang, 2007). Le système d'aération peut être automatisé en fonction de l'évolution du compost, de la température, de l'humidité, de la direction de l'aération et du taux de recirculation d'air (Mulligan, 2002; Rynk, 2000a). Comparativement à la méthode par l'aération passive, le compost nécessite moins d'agent de foisonnement. Aussi, l'air peut y être humidifié jusqu'à 50% et la température modifiée pour accélérer le séchage du compost (Cronje *et al.*, 2003; Van Bochove *et al.*, 1995). Finalement, grâce au contrôle de l'aération, les travailleurs sont moins exposés aux gaz résiduels et aux odeurs nauséabondes. En plus, un meilleur contrôle des paramètres et des odeurs (filtration des gaz avant l'évacuation dans l'atmosphère) produit un compost qui est mieux accepté par le public. Somme toute, comparativement aux autres méthodes, en raison des instruments et des infrastructures ainsi que de leur entretien, le procédé par aération forcée coûte plus cher (18 à 540 \$/tm), mais produit un compost de qualité supérieure (Mulligan, 2002; Shammass et Wang, 2007). Les composts à aération forcée peuvent être statiques ou retournés.

#### 1.6.2.2 Aération passive

Le compostage fermé à aération passive constitue le fonctionnement de la plupart des composteurs domestiques. Cette méthode est utilisée à petite échelle pour composter la matière organique facilement dégradable, comme les déchets de table. Essentiellement, ce type de composteur est construit en plastique ou en bois, de forme variée, mais habituellement cubique (Figure 1.8). Ces composteurs comportent une ouverture pour introduire la matière, ainsi que des trous d'aération sur les côtés et sur le dessus, servant à faciliter les échanges

gazeux avec l'atmosphère. Certains composteurs n'ont pas de dessous et la matière à composter est en contact direct avec le sol. D'autres sont munis d'un compartiment de récolte du lixiviat, aussi appelée récolte de thé, ainsi qu'une ouverture frontale pour recueillir le compost mature.



**Figure 1.8 Exemple d'un composteur fermé à aération passive en forme cubique**

Durant l'évolution du compost, de la nouvelle matière organique est ajoutée graduellement et mélangé avec le compost préexistant. Par la suite, il suffit de laisser reposer le mélange pour qu'il mure. À noter que le compostage par aération passive est limité par sa taille, car la difficulté d'aération passive s'accroît avec l'augmentation en volume. Pour remédier à ce problème, l'utilisation de plusieurs composteurs devient nécessaire, mais cela pourrait être désavantageux (Rynk, 2000b).

## **1.7 Facteurs limitant l'utilisation du compostage**

### **1.7.1 Compétition envers le faible coût de l'enfouissement**

Le coût d'enfouissement au Canada se situe entre 12 et 70 \$/tm (Recyc-Québec, 2002). Alors, pour rester compétitives, les techniques de compostage ont demeuré simple. Reste que le compostage est encore souvent plus coûteux que l'enfouissement.

### **1.7.2 Qualité et normes strictes des contaminants du compost**

La qualité du compost tient compte de différentes normes auxquelles les industries de compostage doivent adhérer. La norme nationale du Canada concernant les amendements organiques - compost (CAN/BNQ 0413-200/2005) et préparée par le BNQ assure une qualité général du compost (BNQ, 2005). Ces normes directrices (CCME, 2005) concernent la teneur maximale de certains éléments, la teneur maximale en matière organique ainsi que la quantité et la grosseur des corps étranger (Tableaux 1.4 à 1.5). Au niveau provincial, les règlements sur le compost (MDDEP, 2012) sont très similaires à celles du CCME. Dans ce projet, les teneurs des éléments ont été comparés avec les normes du CCME.

**Tableau 1.4 Teneurs maximales en éléments traces (mg/kg en masse sèche) (CCME, 2005)**

Éléments	AA et A	B
	(mg/kg sec)	(mg/kg sec)
Arsenic (As)	13	75
Cadmium (Cd)	3	20
Cobalt (Co)	34	150
Chrome (Cr)	210	-
Cuivre (Cu)	400	-
Mercure (Hg)	0.8	5
Molybdène (Mo)	5	20
Nickel (Ni)	62	180
Plomb (Pb)	150	500
Sélénium (Se)	2	14
Zinc (Zn)	700	1850

**Tableau 1.5 Caractéristiques physiques propres de chaque catégorie de compost (CCME, 2005)**

Paramètres	AA	A	B
Teneur en matières organiques totales (% de la masse sur une base sèche)	50%	30%	30%
Dimension maximale des corps étrangers tranchants (CET) (mm)	3	3	En sac : 3 En vrac : 12.5 (max de 3 CET/500 mL)
Teneur en corps étrangers (% de la masse sur une base sèche)	≤ 0.01	≤ 0.5	≤ 1.5
Corps étrangers tranchants (25 mm > x > 12,5 mm)	0	-	-
Corps étrangers tranchants (>25 mm)	0	≤1	≤1

**Tableau 1.6 Caractéristiques communes aux trois catégories de compost (CCME, 2005)**

Paramètres	Teneurs maximales
Eau	65%
Coliformes fécaux	1000 NPP/g en ST
Salmonelles	3 NPP/4 g en ST

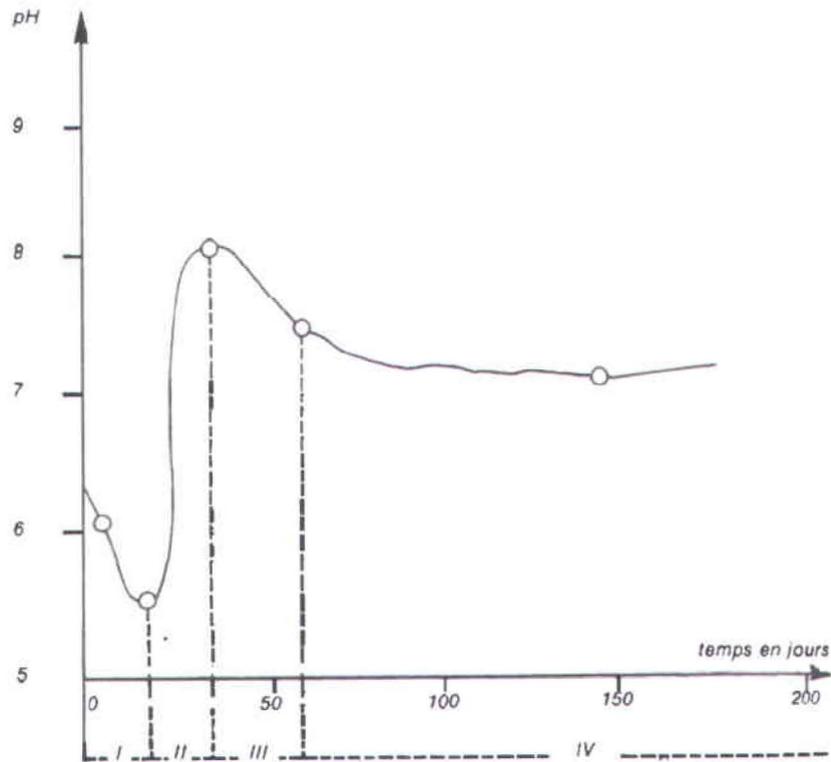
### 1.7.3 Mauvaise réputation du compost à partir de matières résiduelles

Le compostage à partir de résidus industriels agroalimentaires n'est généralement pas bien vu par le public. Les préjugés défavorables à ce sujet proviennent du peu de renseignements acheminés au consommateur. Pour remédier à cette problématique, il conviendrait de mettre sur pied des campagnes de sensibilisation et d'information qui permettraient d'éliminer ou du moins de réduire les préjugés mal fondés. Par la suite, des débouchés dans ce domaine pourraient s'ouvrir et croître de façon remarquable (Recyc-Québec, 2002).

## 1.8 Paramètres à suivre

### 1.8.1 pH

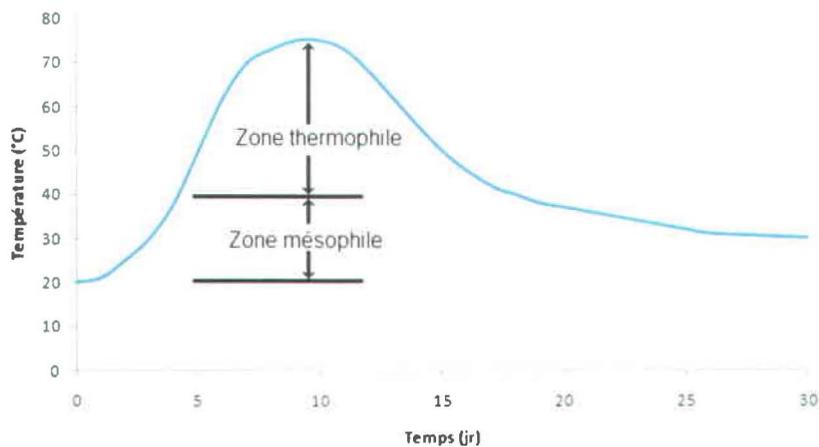
L'évolution du pH peut être divisée en phases (Figure 1.9); phase d'acidogénèse (phase *i*), phase d'alcalinisation (phase *ii*), phase de stabilisation du pH (phase *iii*) et la phase stable (phase *iv*) (Mustin, 1987). En premier lieu, durant la phase *i*, la microflore mésophile métabolise la matière biodégradable facilement assimilable et libère du gaz carbonique et des acides organiques. La production de ces derniers diminue le pH. Par la suite, durant la phase *ii*, la microflore thermophile hydrolyse l'azote protéique et organique et, par conséquent, produit de l'ammoniac et augmente le pH du compost pendant cette phase. Durant la phase de stabilisation du pH (phase *iii*), la matière biodégradable devient plus difficilement assimilable et le ratio C/N augmente suite à la perte d'azote. La phase *iv* correspond à la phase de maturation. Durant cette phase, le pouvoir tampon de l'humus ainsi que les réactions lentes de maturation stabilisent le pH près de la neutralité.



**Figure 1.9** Schéma de l'évolution du pH lors du compostage (Mustin, 1987)

### 1.8.2 Température

La température interne du compost peut monter jusqu'à environ 75°C (Boutin *et al.*, 2010). La hausse en température est reliée à l'activité bactérienne (Yu *et al.*, 2008). Cette hausse de température est causée par deux groupes microbiens : les microorganismes (MO) mésophiles et thermophiles. La figure 1.10 démontre schématiquement l'évolution de la température d'un compost.



**Figure 1.10** Courbe schématique de l'évolution de la température lors du compostage (adaptée de Mustin, 1987)

Dans un premier temps, les MO mésophiles dégradent la matière organique facilement assimilable et augmente la température du compost jusqu'à environ 40°C. Au courant de l'évolution du compost, la disponibilité de cette matière organique diminue, permettant aux MO thermophiles de proliférer aux dépens des MO mésophiles. Un aspect important de cette forte température est l'élimination des pathogènes. En ce qui concerne les normes canadiennes d'agriculture biologique, une température minimale de 55°C doit être maintenue dans le compost, et ce, durant un minimum de trois jours. Cette étape réduit la quantité de pathogènes sous la norme imposée. Pour les composts en contenants, une température de 55°C durant trois jours est nécessaire pour détruire suffisamment d'organismes pathogènes. Pour les composts en tas, il faut atteindre un minimum de 55°C au centre du tas et celui-ci doit être retourné au moins cinq fois, pour exposer toute la matière à cette chaleur<sup>3</sup>. Par la suite, la

<sup>3</sup> (<http://www.omafra.gov.on.ca/french/crops/hort/news/hortmatt/2004/29hrt04a3.htm>).

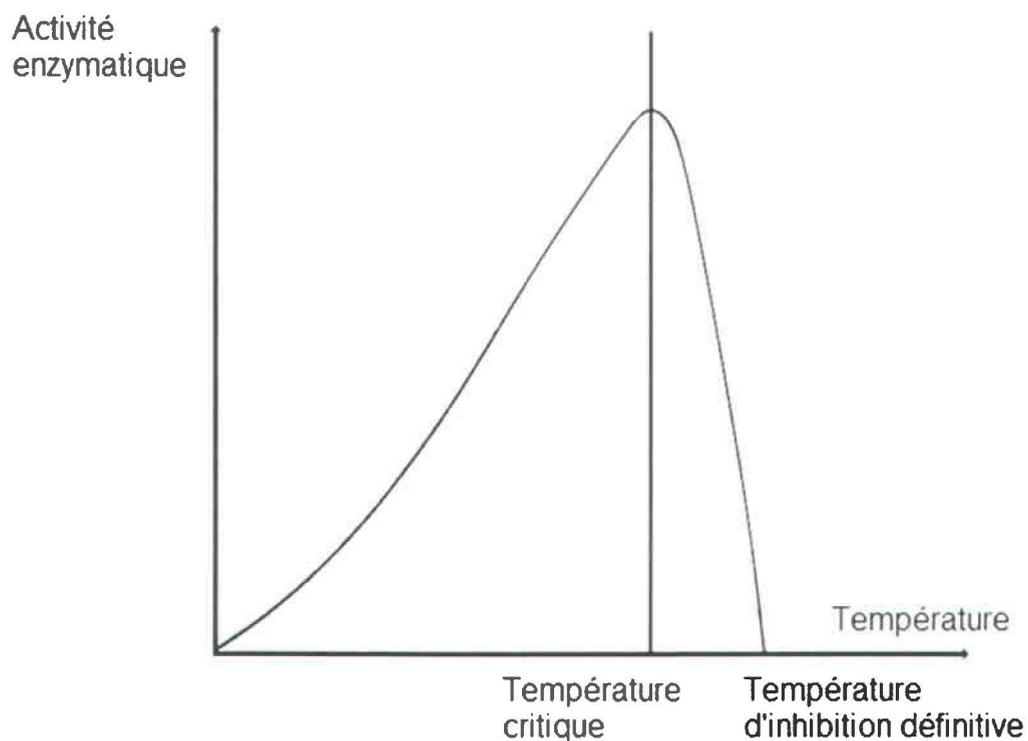
baisse graduelle de la température correspond à l'épuisement de la matière facilement biodégradable et au ralentissement de l'activité bactérienne.

### **1.8.3 Potentiel d'oxydo-réduction (POR)**

Le POR indique la capacité d'une espèce chimique d'acquérir des électrons et, par conséquent, être réduit. Cette valeur, prise à température ambiante, se mesure en millivolts (mV) ou en volts (V). À noter que chaque espèce possède une valeur de POR qui lui est spécifique. La mesure d'une solution hétérogène englobe donc les valeurs de plusieurs espèces et peut être influencée par la température et le pH de la solution, par les réactions irréversibles, par la cinétique lente des électrodes, par l'impossibilité d'atteindre un équilibre, etc. Le POR est utilisé principalement pour suivre les changements dans un système et non pour mesurer des valeurs absolues.

### **1.8.4 Humidité**

Le taux d'humidité optimal au compostage se situe entre 40 et 60% (Mohajer *et al.*, 2009; Ponsa *et al.*, 2008). Si la teneur en eau est trop faible, l'activité microbienne sera inhibée. Inversement, si elle est trop élevée, le compost manque éventuellement d'oxygène et tombe en condition anaérobie et subit un refroidissement prématuré (Mohajer *et al.*, 2009). La figure 1.11 démontre la relation entre la température et l'activité enzymatique de la flore microbienne. La baisse en température et le manque en oxygène peut donc ralentir le compostage et risque de dégager des odeurs nauséabondes.



**Figure 1.11** Courbe de l'influence de la température sur l'activité enzymatique (Mustin, 1987)

### 1.8.5 Ratio C/N

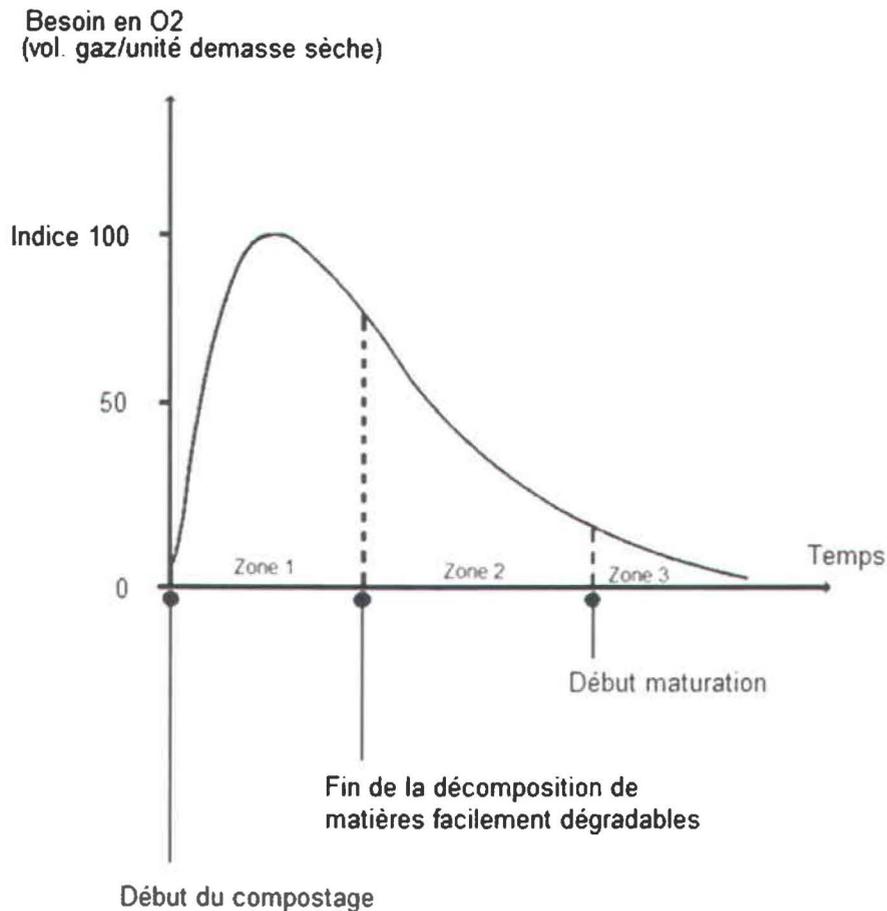
Le ratio carbone/azote (C/N) est l'un des paramètres les plus importants à connaître pour faire du compostage. Le carbone constitue une source importante d'énergie, encourageant l'activité biologique et l'azote incite la croissance microbienne (Monson et Murugappan, 2010; Sauvesty et Tabi, 1995). L'azote est un constituant important des acides aminés, qui eux sont à la base des peptides, des polypeptides, des protéines et des enzymes. Il est donc important de déterminer le ratio C/N optimal. Il est démontré que des ratios de 12 et 18 étaient insuffisants, mais qu'un ratio de 28 produisait un compost mature (Gao *et al.*, 2010). Barrington (2002), pour sa part, avec un ratio de 20:1, a démontré que la perte d'azote par volatilisation dépend

de la capacité à fixer le carbone ainsi que de la capacité de dégradation de la matière organique. En d'autres mots, l'assimilation de l'azote est associée à celle du carbone. Il est possible d'abaisser la perte d'azote causée par la volatilisation de l'ammoniac en ajoutant du gypse ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) (Tubail *et al.*, 2008). Le ratio C/N optimal généralement recherché est situé entre 30 et 35 (Monson et Murugappan, 2010). Des ratios de 20 à 40 produisent généralement des composts matures (Monson et Murugappan, 2010). Logiquement, avec un ratio très élevé, un manque d'azote inhibera la croissance microbienne. Inversement, un ratio trop faible provoquera une carence en carbone, inhibant l'activité biologique et faisant en sorte que des odeurs nauséabondes causées par la volatilisation d'ammoniac soient dégagées.

## **1.9 Phases de compostage**

### **1.9.1 Dégradation (mésophile + thermophile)**

La phase de dégradation a lieu avant la phase de maturation. À cette étape, les MO qui prolifèrent sont ceux capables de dégrader facilement une grande partie de la matière organique (Schuchardt, 2005). Parallèlement à la dégradation de la matière organique, une augmentation de température ainsi qu'une demande accrue en oxygène sont observées. La figure 1.12 démontre schématiquement l'évolution de la demande en oxygène.



**Figure 1.12** Graphique de l'évolution de la demande en oxygène lors du compostage (Mustin, 1987)

Une partie de l'augmentation en chaleur provient de la bio-oxydation des composés organiques (Klejment et Rosinski, 2008). Avec l'évolution du compost, la bio-oxydation favorise la prolifération de MO plus tolérants aux conditions difficiles. En fait, le changement de conditions environnementales durant l'évolution du compost avantage les MO capables de s'adapter aux conditions plus arides, par exemple, à la dégradation de sources plus complexes en carbone (Boutin *et al.*, 2010).

## 1.9.2 Maturation

### 1.9.2.1 La maturité d'un compost

La phase de maturation a lieu lorsque la matière organique devient de plus en plus difficilement accessible. Une diminution en activité microbienne s'effectue simultanément avec la baisse graduelle de la température du compost (Figure 1.13). Par conséquent, près de la fin de la phase de maturation, la température du compost atteint finalement la température ambiante. Il est donc possible de suivre l'évolution de la phase de maturation en mesurant la température du compost. Différents tests servent cependant à déterminer la maturité d'un compost, qui peut être évaluée de plusieurs manières.

Pour être considéré comme étant mature, le compost doit présenter une activité microbienne inférieure à la norme requise présentée au tableau 1.6. Avec un compost en milieu fermé, les MO pathogènes devraient avoir été détruits si la température a demeuré supérieure à 55°C durant trois jours consécutifs. Si le compost est en tas ou andains, sans aération, cette durée de stérilisation est prolongée à 15 jours; il faut également le retourner au moins cinq fois pendant que la température est élevée. En tas statique aéré, la température doit s'élever à 55°C ou plus. Il est recommandé de recouvrir les tas statiques aérés avec une couche de compost mature, une toile ou des copeaux de bois, afin d'y maintenir une température homogène à l'intérieur<sup>4</sup>. Ces recommandations visent à limiter la quantité d'organismes pathogènes présents dans le compost.

---

<sup>4</sup> ([http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn\\_1200\\_fr.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1200_fr.pdf)).

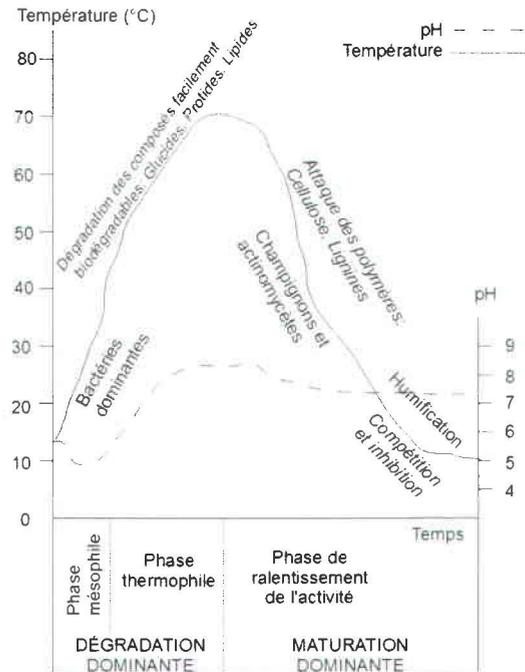


Figure 1.13 Schéma de l'évolution des paramètres lors du compostage

### 1.9.2.2 Tests de stabilité du compost

La détermination de la stabilité et de la maturité du compost final est importante pour établir la qualité de ce dernier. Si le compost n'est pas totalement mature, des effets phytotoxiques demeurent présents. Ces effets phytotoxiques, principalement causés par des acides organiques produits lors du compostage (Epstein, 1997), peuvent inhiber ou ralentir la croissance des plantes. Il faut également savoir que la stabilité du compost est liée à l'activité de décomposition ou de respiration microbienne (Iannotti *et al.*, 1994). De plus, si le compost n'atteint pas une stabilité élevée, il risque de dégager des odeurs nauséabondes et les probabilités de prolifération d'agents pathogènes augmentent (Lasaridi et Steniford, 1998). Un compost final de qualité doit donc être stable et mature. À ce jour, aucun test de maturité

universel n'existe (Komilis *et al.*, 2011). Il faut toutefois préciser qu'un compost stable n'est pas nécessairement un compost mature (Komilis *et al.*, 2009). Par exemple, dans le projet en cours, l'ACC résiduel présent dans le bois remédié pourrait potentiellement inhiber partiellement l'activité microbienne même si le compost est mature. Ainsi, trois tests ont été utilisés pour déterminer le niveau de stabilité et de maturité du compost.

### 1.9.2.3 Respirométrie CO<sub>2</sub>/O<sub>2</sub>

La respiration cellulaire est un indicateur de la métabolisation de la matière organique par les MO. La plupart des systèmes commerciaux de respirométrie sont du type électrolytique, c'est-à-dire qu'avec un échantillon de compost en chambre fermée, l'oxygène de la chambre qui est consommé par la respiration cellulaire est remplacé par l'oxygène gazeux généré en électrolysant une solution de Cu<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Lasaridi et Stenfiford, 1998). Dans cet ouvrage, les lectures de respiration ont été analysées à l'aide de l'appareil *Digital Color Reader* (DCR) de la compagnie *Solvita* (Figure 1.14). Cette technique s'effectue à l'aide d'une languette colorimétrique qui réagit avec le gaz carbonique dans la chambre fermée. Ainsi, l'augmentation en concentration de CO<sub>2</sub> dans la chambre de l'échantillon correspond au degré de respiration microbien et, par conséquent, indique le degré de stabilité du compost<sup>5</sup>. Une valeur supérieure à 4 mg carbone sous forme de dioxyde de carbone volatil (C-CO<sub>2</sub>) par gramme de matières organiques par jour est évaluée comme étant un compost instable ou immature (CCME, 2005).

---

<sup>5</sup> (<http://solvita.com/compost-information>).

Aussi, le taux d'assimilation de l'oxygène doit être égal ou inférieur à 400 mg O<sub>2</sub> par kg matières organiques par heure (CCME, 2005)<sup>6</sup>.

#### 1.9.2.4 Nitrification

L'azote est assimilé par les MO et destiné à la synthèse des protéines et des acides nucléiques. Le DCR est alors utilisé pour réaliser les tests de stabilité, en mesurant la concentration d'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dégagé, sachant que l'ion d'ammonium volatilisé est en équilibre avec l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) à l'intérieur du compost. Il est donc possible de connaître la quantité d'ammoniac en fonction de la concentration d'ammonium dégagé. Durant la phase de maturation, la nitrification produit une accumulation de nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et une diminution d'ammoniac. Pour cette raison, une augmentation en N-nitrates (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) et une baisse en N-ammoniac (N-NH<sub>3</sub>) peuvent être observées. La réduction d'émission d'ammonium et l'augmentation en nitrates sont des indices de maturité du compost (Cáceres *et al.*, 2006). Bref, le DCR est utilisé pour déterminer la quantité d'ammonium volatilisé par le compost et associe cette valeur à un degré de maturité.

---

<sup>6</sup> ([http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns\\_1341\\_f.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns_1341_f.pdf)).



**Figure 1.14** Appareil DCR de *Solvita*

#### 1.9.2.5 Différence de température (test auto-chauffage)

Une autre technique de détermination de maturité consiste à noter la différence de température entre celle observée à l'intérieur du compost et celle de la pièce ambiante. Cette différence de température provient de la dégradation de la matière organique par les MO. Dans cet ouvrage, le test auto-chauffage de la compagnie *Dewar* a été utilisé (Figure 1.15)<sup>7</sup>. Un tel test nécessite peu de matériel :

- Un contenant Dewar de 2 L avec un diamètre interne de 100 mm;
- Un thermomètre à sonde (30 cm) intérieur et extérieur avec min-max, comportant une gamme de lecture de température allant de 10 à 80 ± 1°C.

---

<sup>7</sup> (<http://www.woodsend.org/pdf-files/dewar-instructions-2009.pdf>).

Pour faire ce test, le compost à analyser est acclimaté à la température ambiante avant l'expérience. Une fois le montage terminé et le compost acclimaté, il faut remplir le contenant Dewar jusqu'à la hauteur indiquée. La différence de température atteint généralement son maximum entre deux et neuf jours. Pour être considéré comme étant mature, la différence de température est comparée au tableau fourni et ne doit pas dépasser 10°C<sup>8</sup>. Pour être considéré mature, d'autres chercheurs ont déterminé que la différence de température ne devait pas dépasser 8°C (Brinton *et al.*, 1995; CCME, 2005)<sup>9</sup>.



**Figure 1.15** Appareil utilisé pour le test auto-chauffage de Dewar

---

<sup>8</sup> (<http://www.woodsend.org/pdf-files/dewar-instructions-2009.pdf>).

<sup>9</sup> ([http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns\\_1341\\_f.pdf](http://www.ccme.ca/assets/pdf/compostgdlns_1341_f.pdf)).

## 1.10 Traitement des lixiviats de compostage

Durant la phase de compostage, il y a formation d'un liquide, ou lixiviat, qui percole à travers le compost. Ce liquide provient en partie de l'eau ajoutée pour garder le taux d'humidité voulu. Or, une partie de l'eau ajoutée au compost n'est pas assimilée par la matière et passe-droit. Une autre provenance de l'effluent provient du relargage de liquide par les intrants en décomposition. Ce liquide est fortement chargé en matière organique et doit être récolté pour être ensuite traité avant d'être évacué dans les égouts. La matière organique agit comme nutriment aux MO, et si une charge trop élevée atteint l'usine de traitement des eaux usées, ce polluant ainsi que les déchets provenant d'autres sources risquent de ne pas être complètement dégradé par les traitements microbiens. Il est donc essentiel de réduire la teneur en matière organique. Durant la période d'incubation, de l'acide phosphorique et de l'urée peuvent être ajoutés à la microflore pour lui permettre de croître. Par l'intermédiaire de l'orthophosphate, l'acide phosphorique permet la synthèse du phosphate qui lui, peut être acheminé à la synthèse de différentes molécules comme l'adénosine 5'-triphosphate (ATP), l'adénosine 5'-diphosphate (ADP) et l'acide désoxyribonucléique (ADN). L'urée fournit l'azote qui elle, est nécessaire à la croissance cellulaire. L'azote est assimilé par les microorganismes pour synthétiser des acides aminés. Les acides aminés se polymérisent en formant des liaisons peptidiques entre elles et produisent ainsi une panoplie de molécules comme les peptides, les protéines et les enzymes.

### **1.10.1 Demande chimique en oxygène**

La DCO<sub>5</sub> représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder chimiquement (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> + K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) totalement la matière organique et inorganique d'un échantillon. La DCO<sub>5</sub> inclut la DBO<sub>5</sub>, ainsi que la fraction non ou très difficilement biodégradable. La demande chimique en oxygène est aussi considérée comme étant un indicateur du degré de pollution du lixiviat, ainsi que de l'impact environnemental potentiel de la décharge de l'effluent (Chou *et al.*, 2009). Il n'y a présentement pas de norme de DCO<sub>5</sub> pour le rejet à l'égout au Québec.

### **1.10.2 Demande biochimique en oxygène**

La demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) représente la quantité d'oxygène consommée en cinq jours pour oxyder la matière organique biodégradable contenue dans un échantillon. Si rejetée dans l'environnement, une forte teneur en DBO<sub>5</sub> peut réduire de façon significative la concentration en oxygène disponible aux organismes qui y vivent (Jang *et al.*, 2004). Dans la ville de Québec, il est interdit de rejeter à l'égout des eaux usées contenant une DBO<sub>5</sub> supérieure à 500 mg O<sub>2</sub>/L ou supérieure à une charge journalière de 100 kg O<sub>2</sub> à moins d'obtenir un permis de déversement (Ville de Québec, 2004).

### **1.10.3 Floculation/coagulation chimique**

Pour provoquer une floculation, les produits chimiques les plus utilisés en traitement des eaux usées sont les sels métalliques de fer ou d'aluminium (ex. : FeCl<sub>3</sub> ou AL-2(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>). Dans le cas du chlorure ferrique, en solution aqueuse, les ions chlorure et de fer se dissocient. Les ions Fe<sup>3+</sup>

forment des floccs d'hydroxyde de fer avec la matière organique et inorganique de l'échantillon. L'ajout de sels métalliques a une influence sur le pH de l'échantillon (Blais, 2012).

Parallèlement, un polyélectrolyte à haut poids moléculaire est un polymère possédant un ou plusieurs groupes d'électrolytes. En solution aqueuse, il y a dissociation de ses contre-ions et apparition de charge sur le squelette du polymère. La charge du polyélectrolyte est dépendante du pH, de l'alcalinité, de la dureté, de la turbidité et des groupements chimiques dans la solution. L'ajout de polyélectrolytes augmente la taille des floccs produits par les sels métalliques. Ces floccs sont par la suite facilement séparables par des méthodes de filtration, de centrifugation, de décantation, de flottation, etc. (Blais, 2012).

#### **1.10.4 Réacteur biologique séquentiel**

Le réacteur biologique séquentiel (RBS) est l'une des meilleures méthodes de traitement des eaux usées contenant de fortes concentrations en matières organiques résiduelles (Sharma *et al.*, 2010). Le RBS est essentiellement un traitement à boues activées en mode discontinu durant lequel toutes les opérations sont effectuées dans un seul réservoir. La différence majeure entre un RBS et un système en opéré en mode continu est le fait que tous les traitements de l'affluent sont effectués dans le même réacteur, tandis que le système en continu requiert plusieurs compartiments pour effectuer les différentes opérations.

Dans certain cas, comme pour certains effluents pharmaceutiques et ceux néfastes aux MO du réacteur, l'effluent généré doit subir des traitements avant d'être introduit dans le réacteur biologique (Elmolla et Chaudhuri, 2011a, b). Ce prétraitement dégrade la matière en fractions

plus facilement métabolisable ou en composés inoffensifs pour la microflore du RBS. Plusieurs paramètres influencent l'efficacité du RBS: le temps et l'intensité d'aération, la concentration initiale de l'effluent, le temps de rétention hydrique et le choc potentiellement toxique de l'effluent (Li *et al.*, 2011). Un cycle total d'un RBS est composé de cinq étapes : remplissage, réaction, décantation, soutirage et repos (Seesuriyachan *et al.*, 2009).

#### 1.10.4.1 Remplissage

Le lixiviat à traiter est acheminé dans le réservoir, et ce, jusqu'au volume final du réacteur. En introduisant l'affluent dans le réacteur, il y a mélange avec la biomasse résiduelle, celle-ci ayant été produite lors du cycle précédent. Il est possible que cette étape soit faite en présence d'aération et d'agitation.

#### 1.10.4.2 Réaction

Lors de la phase de réaction biologique, la matière organique est dégradée par la biomasse du réacteur. Pour permettre la nitrification, la dénitrification et la déphosphatation de la liqueur mixte, il est possible de varier le débit d'aération ainsi que les phases aérobie, anoxie et anaérobies (Blais, 2012). Le contrôle de l'âge des boues peut être effectué durant cette étape lorsqu'il y a mélange de la liqueur mixte (Blais, 2012).

#### 1.10.4.3 Décantation

La décantation de la biomasse en suspension a lieu lorsque l'aération et l'agitation de la liqueur mixte sont arrêtées. Cette étape permet de séparer la biomasse des eaux usées épurées.

#### 1.10.4.4 Soutirage

Les eaux usées épurées sont retirées du réservoir jusqu'au volume initial ( $V_0$ ); elles peuvent être acheminées à un second traitement ou rejetées dans un cours d'eau si les teneurs en contaminants sont inférieures aux normes.

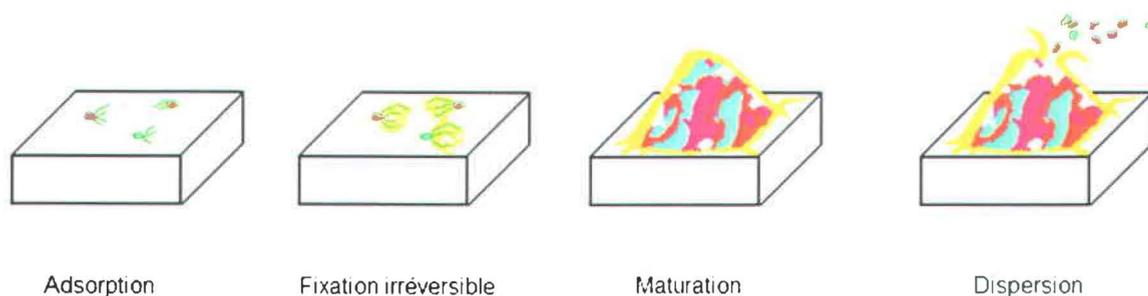
#### 1.10.4.5 Repos

Durant la phase de repos, la liqueur mixte est remise en suspension par agitation et peut aussi être aérée. Comme c'est le cas avec la phase de réaction, la période de repos permet de contrôler l'âge des boues.

### **1.10.5 Réacteur biologique séquentiel à biomasse fixée**

Le réacteur biologique séquentiel à biomasse fixée (RBSBF) comprend les mêmes étapes que le RBS. La seule différence avec ce dernier est l'utilisation de supports bactériens au lieu de boues activées. Comme les méthodes des boues activées et des RBS, le procédé par RBSBF utilise une microflore bactérienne. Par contre, la microflore bactérienne se fixe aux supports de plastiques. L'utilisation des supports est employée pour contourner les difficultés liées à la croissance et à

la maintenance des floccs des boues (Hu et Liu, 2002). Comparativement à un traitement par boues activées et par RBS, le système avec supports permet une séparation solide/liquide plus facile (Dollerer et Wilderer, 1996). Cette technique peut aussi être utilisée en conditions anaérobies pour éliminer les sulfates et pour biodégrader la matière organique présente dans les effluents de l'industrie laitière (Penteado *et al.*, 2011; Sarti *et al.*, 2011). Une panoplie de formes de supports existe, mais il est observé que la formation de biofilm est favorisée sur les surfaces internes des supports (Matos *et al.*, 2011). La figure 1.16 permet de schématiser les étapes de formation d'un biofilm. Les biofilms sont des communautés bactériennes, habituellement hétérogènes, protégées par une matrice extracellulaire. La matrice aide à l'adhésion et la protection des colonies à l'intérieur. Le biofilm sert aussi de site de prolifération et de dispersion de nouveaux microorganismes.



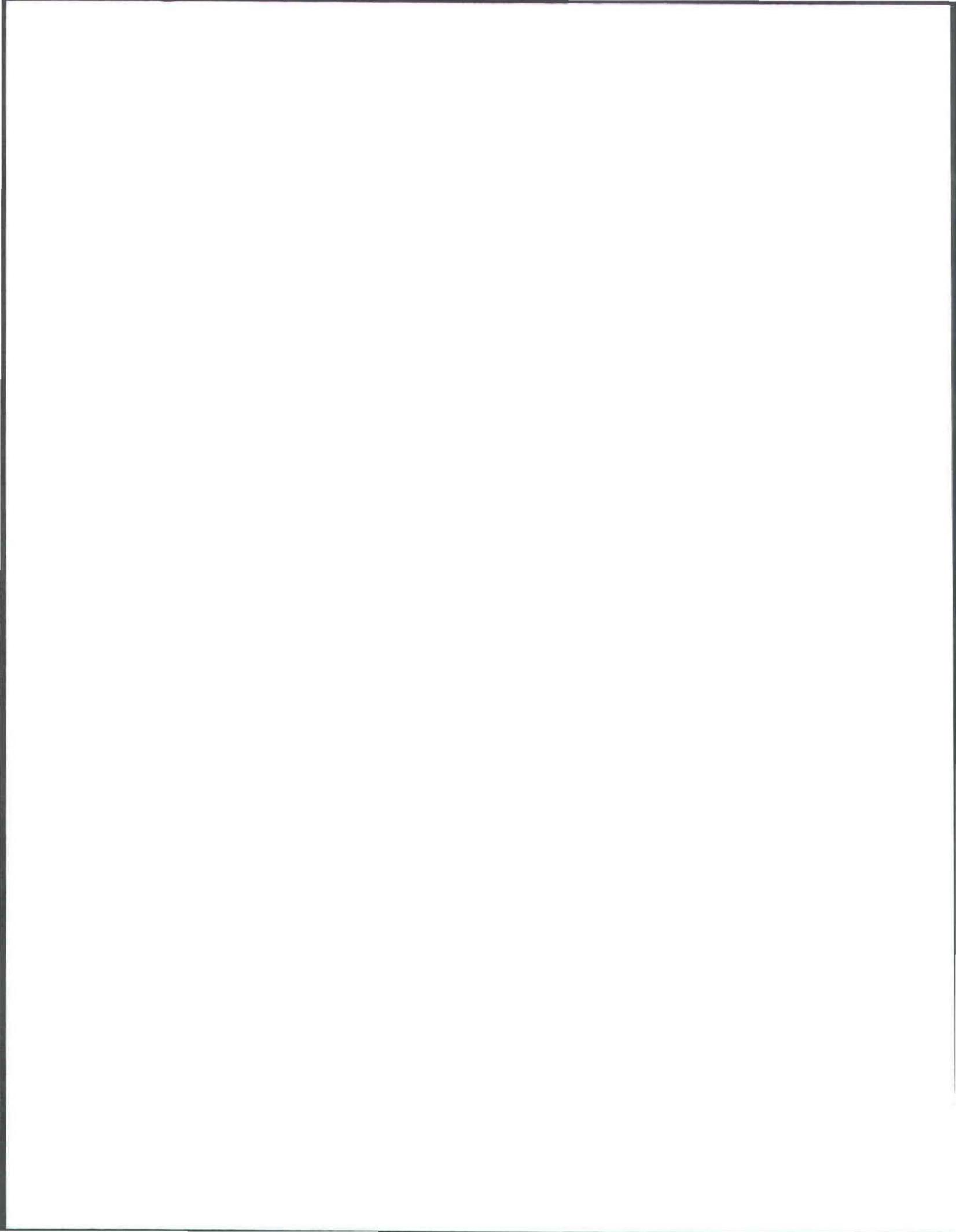
**Figure 1.16** Schéma de l'évolution de la formation du biofilm sur une surface

Lors du brassage, il y a frottement entre les supports et, par conséquent, les biofilms situés sur les surfaces extérieures des supports sont érodés. Plusieurs paramètres peuvent influencer l'efficacité du réacteur comme le transfert de masse et la solubilité des composés organiques (Penteado *et al.*, 2011). Aussi, il est démontré que l'intensité du brassage influence

l'homogénéité du mélange (Penteado *et al.*, 2011) et que la température du système influence la vitesse de réaction bactérienne (Dulkadiroglu *et al.*, 2005). Zhang *et al.* (2009) ont déterminé une température optimale de 31°C, tandis que Agibert *et al.* (2007) ont déterminé que la zone optimale était située entre 25 et 30°C. Il est montré que la diversité et la densité de la microflore sont dépendantes du type d'affluent (Zeng *et al.*, 2011). La technique du RBSBF offre une diversité microbienne importante, car les supports offrent une grande unité de surface de fixation en fonction du volume utilisé. Les systèmes à biomasses fixées peuvent donc traiter une forte charge de contaminations organiques en fonction du volume du réacteur et ont donc la possibilité d'être utilisée pour dégrader un affluent hautement variable (Mohan *et al.*, 2007).

Cette technique peut être utilisée en mode cuvée ou continu. En mode cuvée, la charge en contaminants varie périodiquement. La capacité du potentiel de réaction à s'adapter à ces grandes variations permet d'avoir un taux de croissance maximal (Mohan *et al.*, 2007). Les microorganismes du mode cuvée développent une grande stabilité et résistance à ces variations (Mohan *et al.*, 2007). Le mode en continu est utilisée pour stabiliser le système, stabiliser la liqueur mixte, automatiser le système et réduire la main d'œuvre nécessaire à son fonctionnement. La microflore s'acclimate avec la charge constante en contaminants. Par conséquence, cette microflore est donc moins acclimatée pour traiter des effluents aillant de grandes variations en contaminants (Mohan *et al.*, 2007).

Il est démontré qu'une efficacité supérieure au RBSBF conventionnel peut être observée en couplant ce dernier à un système de contrôle intelligent électronique (Ding *et al.*, 2011; Jin *et al.*, 2012). Des réductions de temps de réaction variant entre 11,1 et 55,2% ont été observées avec l'utilisation de systèmes de contrôle en temps réel (Chang *et al.*, 2000).



## **2 HYPOTHÈSE DE RECHERCHE, OBJECTIFS SPÉCIFIQUES ET DÉMARCHE EXPÉRIMENTALE**

### **2.1 Synthèse**

Après décontamination du bois traité à l'ACC par la méthode développée à l'INRS-ETE de lixiviation et rinçage, les concentrations en Cr, en Cu et en As dans le bois sont grandement réduites. Par contre, une gestion responsable du bois résiduel doit être effectuée pour diminuer ou éliminer le risque de la contamination par des contaminants persistants. Après la décontamination du bois traité à l'ACC par la méthode de lixiviation, une faible teneur en métaux et une forte teneur en eau dans le bois en résulte. L'incinération du bois pour produire une revalorisation énergétique n'est donc pas une méthode étudiée dans cet ouvrage. De plus, la concentration en métaux dans le bois traité remédié fait en sorte que l'enfouissement et la vente des copeaux de bois ne sont pas des avenues appropriées. Le compost, lui, offre des normes de contaminants réalisables en ce qui concerne le bois traité remédié. Aussi, par la méthode du RBSBF, il est possible de décontaminer l'effluent généré durant le compostage.

## 2.2 Hypothèses de recherche

- Il est possible d'utiliser le bois remédié comme intrant pour la production de compost de qualité **AA**, selon la norme nationale du Canada (CAN/BNQ 0413-200/2005);
- Une réduction en métaux dans le compost va être causée par la production d'un lixiviat contaminé en métaux
- Les lixiviats de compostage pourront être traités par un procédé biologique usuel de manière à satisfaire aux normes de rejet à l'égout municipal.

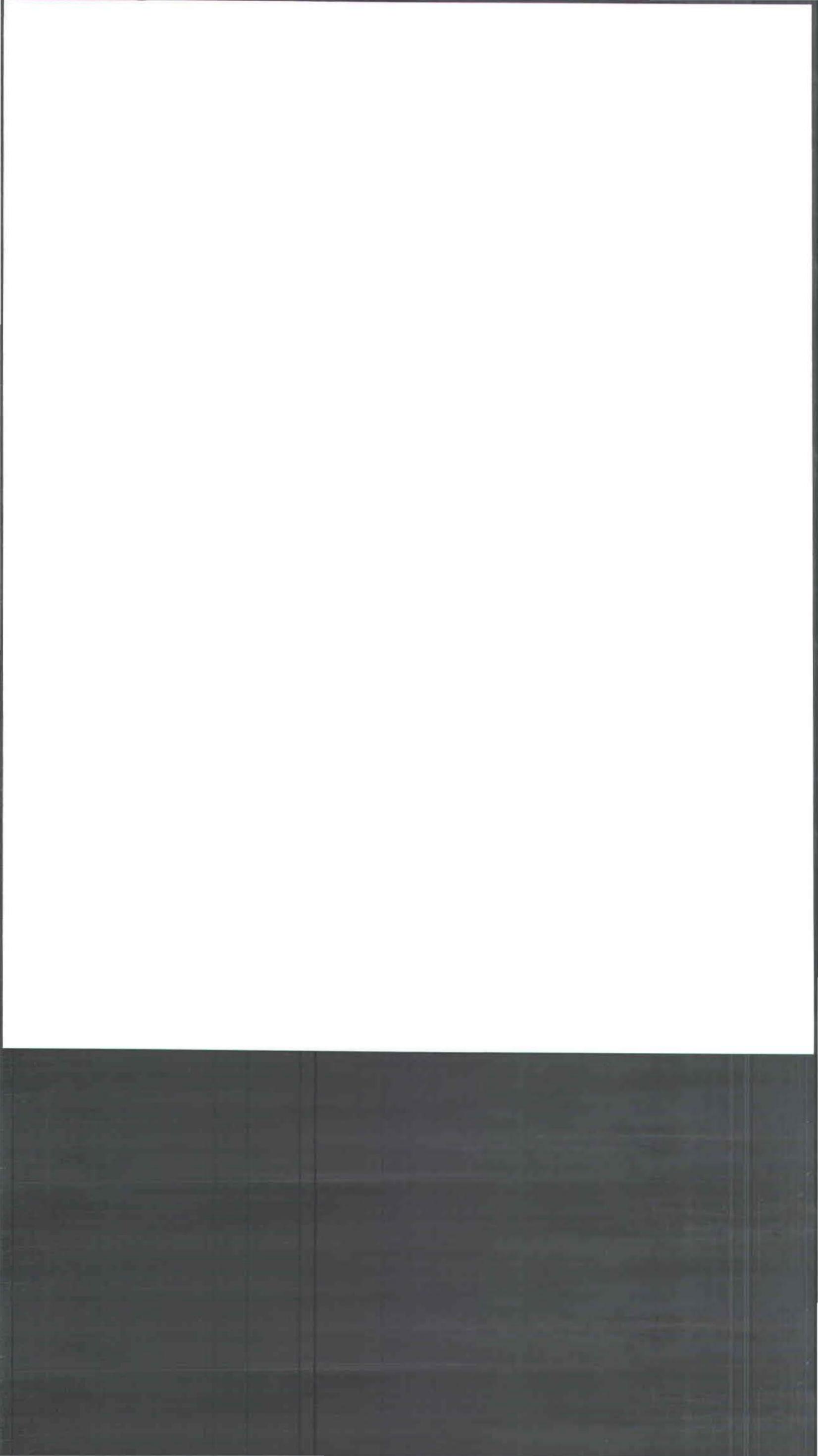
## 2.3 Objectifs spécifiques

Ce projet de recherche a pour but d'évaluer le potentiel de valorisation du bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) qui a été par la suite remédié, pour produire du compost rencontrant les exigences de haute qualité **AA**.

## 2.4 Démarche expérimentale

En premier lieu, un inventaire des intrants et une caractérisation des piles de compost ont été entrepris. Le carbone, l'azote, l'humidité, le soufre, les métaux et les teneurs en matière organique ont été mesurés avec des duplicatas. Les duplicatas sont constitués de deux sous-échantillons différents, prélevés d'un même échantillon principal. Les duplicatas sont ensuite analysés indépendamment. Cette technique est utilisée pour réduire les chances d'erreurs causées par l'hétérogénéité de l'échantillon principal. Cette étape permet de produire des piles

de compost plus homogènes et, aussi, de démarrer le compostage avec un ratio C/N très similaire entre les piles. Deuxièmement, l'évolution du compost est suivie en mesurant le pH, le POR, la température et le taux d'humidité. Le suivi de la teneur en métaux, en carbone, en azote, en soufre et en phosphore a aussi été effectué au début, en mi-session, puis à la fin du compostage. Toutes les mesures ont été effectuées avec des duplicatas. Ainsi, les composts initial et final ont été dument caractérisés pour obtenir une évolution complète et de valider la qualité finale. En dernier lieu, le lixiviat généré au courant de l'expérience a été caractérisé, à l'aide de duplicatas, en mesurant le pH, la température, la teneur en métaux, le POR, la DCO<sub>s</sub>, ainsi que la DBO<sub>5</sub>. Le lixiviat a ensuite été traité dans un réacteur biologique pour réduire le taux de DBO<sub>5</sub> afin de satisfaire aux normes de rejet à l'égout.



## **3 MATÉRIELS ET MÉTHODES**

### **3.1 Compostage**

#### **3.1.1 Inventaire et caractérisation des intrants**

Trois composteurs ont été construits afin de permettre la comparaison du compostage du bois remédié (C-1), non traité (C-2) et traité (C-3). Les proportions relatives des intrants sont indiquées au tableau 3.1.

Le projet de recherche a ainsi commencé avec l'inventaire et la caractérisation de tous les intrants. Les intrants sont le bois (traité, non traité ou remédié), la matière biodégradable (déchets de table provenant de la ville de Québec) et un inoculum (terre noire avec une forte concentration en azote et riche en microorganismes). Il est important de bien caractériser la matière biodégradable ainsi que le bois car ils sont très variables d'un échantillon à l'autre. Pour tous les intrants, les teneurs en carbone (C), en azote (N), en soufre (S) et les métaux (As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni et Zn) ont été déterminées. Le mercure a été déterminé sur le compost au début et à la fin de la période de compostage. Il a aussi fallu prendre en compte leur teneur en eau. Pour éviter la variabilité du taux d'humidité, la masse de chacun des intrants était calculée en masse sèche. Cette étape de caractérisation permet de connaître la quantité nécessaire des intrants dans chaque pile pour obtenir les ratios C/N désirés.

**Tableau 3.1 Masse sèche des intrants en kilogramme dans chaque pile de compost (kg sec)**

Intrants (kg sec)	Composteurs		
	C-1	C-2	C-3
Inoculum	7,1	7,1	7,1
Déchets de table	47,7	47,7	47,7
Bois remédié	<b>30,0</b>	0	0
Bois non traité	0	<b>30,0</b>	0
Bois traité	0	0	<b>30,0</b>
Total	84,8	84,8	84,8

### 3.1.2 Conditions de compostage

Après avoir déterminé les teneurs en carbone et d'azote des intrants, les proportions massiques de ces derniers ont pu être déterminées. Un rapport C/N cible de 30 a été choisi. Les intrants ont été placés dans des composteurs en pin de 1 m<sup>3</sup> chacun. Ils ont été par la suite bien mélangés pour produire une matière la plus homogène possible. Le suivi de l'évolution du compost a débuté après avoir mélangé tous les intrants. Les composteurs étaient situés à l'extérieur, surélevés pour permettre la récupération du lixiviat et couverts par une toile pour les protéger des intempéries. L'abri en toile protégeait aussi contre les rayons UV du soleil. Les murs, les couvercles et les planchers des composteurs ont été conçus avec des fentes de 12 mm de large par 1 m de long pour améliorer l'aération des composts. De plus, l'abri sous toile ne contenait aucun mur. Ceci afin de favoriser une meilleure respiration entre les composts et l'environnement extérieur. La figure 3.1 permet de visualiser l'arrangement des composteurs et de l'abri.



**Figure 3.1 Composteurs et abri en toile utilisés durant le compostage**

### **3.1.3 Protocole et échantillonnage**

Avant chaque échantillonnage et mesure, un brassage vigoureux était réalisé pour chaque compost afin d'obtenir une matière la plus homogène possible. Le brassage aide aussi à l'aération du compost. Un ajustement du taux d'humidité était effectué selon le besoin après le brassage et l'échantillonnage.

Durant le compostage, le pH, le pouvoir d'oxydo-réduction (POR), les solides totaux (ST%) et la température des composts ont été suivis trois fois par semaine. Par la suite, des échantillons ont été prélevés et conservés au congélateur. Le carbone, l'azote et le soufre total, la densité, la porosité, les volumes d'affluents et d'effluents, la granulométrie et les métaux (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mo, Na, Ni, Pb, Se et Zn) ont aussi été mesurés tout au long du compostage. La phase de compostage a débuté en juin et a terminé en octobre.

Durant le compostage, les lixiviats générés ont été récoltés et caractérisés. Le pH, le POR, la DCO<sub>s</sub>, les MES, les MVES et les métaux (As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni et Zn) ont été mesurés.

Par la suite, le lixiviat L-3 généré par le compost C-3 a été traité par précipitation chimique pour pouvoir en disposer. Le lixiviat L-1 a été récolté et congelé pour être traité durant la prochaine étape du projet. Le lixiviat L-2 a été rejeté directement à l'égout.

Pour déterminer le degré de maturité des composts, des tests d'émissions de CO<sub>2</sub> et NH<sub>3</sub> ainsi que d'auto-chauffage ont été effectués. Lorsque l'expérience de compostage a pris fin, un échantillon d'environ 1 L de chaque compost frais a été préservé au congélateur afin de conserver un échantillon de compost final pour des analyses ultérieures possibles.

### **3.2 Traitement du lixiviat de compostage**

Le lixiviat initial concerne le lixiviat provenant du composteur C-1, soit le compostage fait avec le bois remédié. Le lixiviat provient en partie de l'eau utilisée pour ajuster le taux d'humidité qui n'a pas été absorbée par le compost. Une autre source de production du lixiviat peut être observée durant le début du compostage car les substances turgescents perdaient une grande partie de leur eau lorsque leurs parois étaient dégradées par l'action du compostage ou endommagées par le brassage. Finalement, les intempéries peuvent aussi générer du lixiviat si le compost n'est pas suffisamment protégé.

Un volume total de 160 L de lixiviat a ainsi été accumulé et congelé durant la phase de compostage. Avant de commencer les expériences de traitement, le liquide L-1 final a été

décongelé, homogénéisé et recongelé dans des contenants de 20 L. Les contenants de 20 L ont été utilisés pour ne pas avoir à décongeler la totalité du lixiviat à chaque essai de décontamination. Cette étape a permis d'obtenir un lixiviat initial à traiter homogène. Ce lixiviat a été caractérisé de nouveau au début de son traitement avec les mesures de pH, POR, DCO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>, MES et métaux (As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni et Zn).

Deux types de traitement biologique du lixiviat ont été envisagés, soit en modes cuvée (*batch*) et continu. Le traitement chimique (coagulation/floculation) du lixiviat a aussi été étudié. Enfin, l'effet combiné des deux traitements a été expérimenté.

### **3.3 Traitement du lixiviat par coagulation/floculation**

Principalement, l'étape de coagulation/floculation est utilisée pour réduire les teneurs en métaux du lixiviat. Parallèlement, cette étape réduit aussi la concentration en DBO<sub>5</sub>. Dans le cadre du traitement du lixiviat de compostage, plusieurs expériences ont été réalisées pour déterminer les conditions optimales de coagulation/floculation. Les paramètres étudiés incluent l'utilisation et la variation des concentrations de deux différents sels métalliques (FeCl<sub>3</sub> et FeSO<sub>4</sub>) et quatre types de floculants (un copolymère anionique faible d'acrylate de sodium et d'acrylamide (CAF), deux polyacrylamides hautement cationique (PHC-1 et PHC-2) et un polyacrylamide hautement anionique (PHA). Le temps de la coagulation a aussi été étudié.

La capacité de réduction de la charge organique par coagulation avec FeCl<sub>3</sub> et FeSO<sub>4</sub> a été étudiée en variant leur concentration de 0 à 2 000 mg Fe/L de chacun. Le chlorure ferrique (FeCl<sub>3</sub>) a démontré des résultats fortement supérieurs.

Par la suite, des tests visuels de coagulation ont été réalisés en variant les concentrations des quatre flocculants. Les expériences ont été réalisées avec 27 échantillons de 100 mL de lixiviat initial préalablement homogénéisés.

Le temps de coagulation/floculation a été étudié. La quantité de boues a été observée aux temps 0, 30, 60, 90 et 120 minutes.

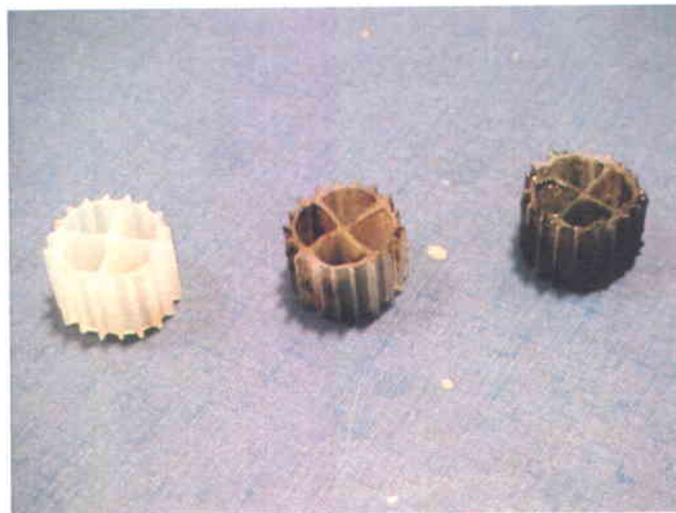
### **3.4 Traitement biologique du lixiviat**

#### **3.4.1 Acclimatation bactérienne de l'inoculum**

L'acclimatation bactérienne a été réalisée en deux étapes. Premièrement, en inoculant 10 mL de boues d'épuration dans quatre échantillons contenant 200 mL de lixiviat. Les boues provenaient des boues excédentaires de biofiltration de la station d'épuration des eaux usées de la ville de Québec. Quarante supports en plastique ont été introduits dans chaque échantillon. Les supports en plastique augmentent grandement la surface de contact à laquelle les microorganismes peuvent se fixer.

Les supports en polyéthylène sont de marque *Kaldnes* (modèle *K1*) (*Water Management Technologies*, Baton Rouge, LA, États-Unis). Ce matériau a été choisi pour sa faible densité apparente de  $152 \text{ kg/m}^3$  et sa grande surface spécifique  $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$  (pour une compaction de 1 029 000 unités par mètre cube) ou encore  $4.86 \text{ cm}^2$  par unité. Ce matériau résiste aussi bien aux conditions acides et basiques. Sa rugosité favorise une fixation rapide et solide des microorganismes et facilite ainsi le développement du biofilm.

L'acclimatation a été effectuée dans des Erlenmeyers de 250 mL, à température ambiante, avec un agitateur de marque *Barnstead Lab-line*, modèle *Max<sup>Q</sup> 4000* à 150 RPM. Les échantillons ont été inoculés dans des nouveaux lixiviats L-1 à chaque semaine avec un ratio inoculum/lixiviat de 5% (v/v). Cette étape a été réalisée afin d'obtenir une microflore adaptée au lixiviat L-1. La figure 3.2 démontre l'évolution de la microflore avec supports.



**Figure 3.2** Présentation des différents stages d'acclimatation bactérienne sur les supports en plastique

#### **3.4.2 Acclimatation bactérienne du réacteur biologique**

Après cette étape, un volume de 5 L de lixiviat L-1 a été inoculé avec 0,25 L de solution bactérienne préalablement homogénéisée. Cette étape a été réalisée dans un réacteur cylindrique en polyméthacrylate de méthyle. Le réacteur avait un diamètre de 18,9 cm et une hauteur de 29,8 cm. Le volume maximal est d'environ 9 L. L'espace libre du réacteur permettait d'empêcher le débordement de la mousse produite par l'aération (Figure 3.3). Un grillage avec

un diamètre légèrement inférieur à celui du réacteur était placé sur le diffuseur en disque pour minimiser les zones mortes. L'aération était suffisante pour remuer les supports en plastique dans toutes les zones du réacteur.



**Figure 3.3** Réacteur biologique utilisé lors des essais de traitement biologique du lixiviat

En suivant l'Équation 3.1, un volume incluant le lixiviat et les supports de plastique de 6,08 L est déterminé. Les Équations 3.2 et 3.3 démontrent qu'un volume de supports de 0,83 L a été utilisé, soit 0,126 kg.

**Équation 3.1**  $V_T - (H_R \times V_T \times M_V / D_S) = V_U$

$H_R$  = Pourcentage du volume de supports (85%)

$V_T$  = Volume total ( $m^3$ )

$M_V$  = Masse volumique des supports ( $152 \text{ kg}/m^3$ )

$D_S$  = Densité spécifique des supports ( $950 \text{ kg}/m^3$ )

$V_U$  = Volume utile ( $m^3$ )

**Équation 3.2**  $V_T - V_U = V_S$

$V_T$  = Volume total ( $m^3$ )

$V_U$  = Volume utile ( $m^3$ )

$V_S$  = Volume des supports ( $m^3$ )

**Équation 3.3**  $V_S \times D_S = M_S$

$V_S$  = Volume des supports en plastique ( $m^3$ )

$D_S$  = Densité des supports ( $152 \text{ kg}/m^3$ )

$M_S$  = Masse des supports (kg)

L'aération est demeurée constante durant toutes les expériences. Deux pompes à aquarium de marque *Hagen Elite Optima* ont été reliées ensemble pour produire un débit combiné de  $0,6 \text{ m}^3/\text{h}$ . Ces dernières ont alimenté un diffuseur en disque de 7,6 cm de diamètre situé au fond du réacteur (Figure 3.4).



**Figure 3.4** Diffuseur en disque de 7,6 cm de diamètre et d'une pompe de marque *Hagen*, modèle *Elite Optima* utilisé dans le réacteur biologique au cours du projet

L'aération fournit l'oxygène nécessaire à la métabolisation de la matière organique et produit un brassage des supports dans le réacteur. L'effet du brassage augmente le contact avec les microorganismes fixés. L'utilisation de l'aération est donc cruciale au bon fonctionnement du réacteur.

L'acclimatation de la deuxième phase a été réalisée durant 46 jours consécutifs avec le même mélange original. Un ajout de lixiviat initial était fait lorsque jugé nécessaire pour compenser la

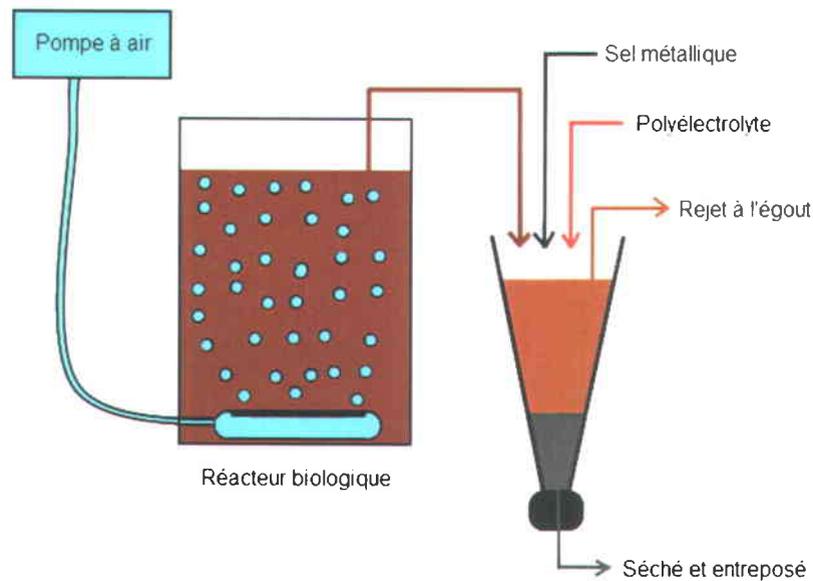
perte de volume par évaporation. Pour optimiser la croissance bactérienne, de l'acide phosphorique ( $H_3PO_4$ ) et de l'urée  $CO(NH_2)_2$  ont été ajoutés lorsque nécessaire.

Tout au long de cette période d'acclimatation, l'évolution de la  $DCO_5$  a été suivie. Le changement graduel dans le temps de la  $DCO_5$  a été corrélé au taux de dégradation de la  $DBO_5$ . Il a donc été possible de fournir les éléments nutritionnels de la microflore bactérienne de cette façon. Un ratio de 100:5:1 de  $DBO:N:P$  (mg/L) a été utilisé pour ajuster les nutriments durant la période d'acclimatation. La  $DBO_5$  a été estimée à 70% de la  $DCO_5$ .

### **3.4.3 Traitement biologique en mode cuvée**

Le lixiviat initial a été traité dans un réacteur biologique avec un inoculum bactérien (Figure 3.5). Le ratio initial et le temps de traitement ont été étudiés afin d'optimiser la quantité de volume traité en fonction du temps de traitement.

Le pourcentage « inoculum/lixiviat initial » (v/v %) a été étudié avec 0, 10, 20, 30 et 40%. Les MES et la  $DCO_5$  ont été suivis durant l'évolution du traitement biologique. Le suivi a été fait au temps 0, 4, 8, 10, 12, 24, 48 et 72 h après inoculation de 4 L de lixiviat avec 1 L d'inoculum. Après ces temps de traitement biologique, le lixiviat a été retiré et a subi une étape de coagulation/floculation dans un cône Imhoff. La coagulation et floculation ont été initiées en ajoutant 176 mg Fe/L de  $FeCl_3$ , 1 mg de polymère PHA/L et en agitant avec cinq inversions. L'effluent de la coagulation a été caractérisé (pH, POR,  $DCO_5$ ,  $DBO_5$ , MES, et métaux (As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni et Zn)).



**Figure 3.5** Schéma d'un réacteur biologique avec supports en plastique en mode batch avec aération, suivi d'une coagulation chimique

#### 3.4.4 Traitement biologique en mode continu

Après l'optimisation du procédé en *batch*, un traitement en continu a été mis sur pied pour automatiser le système et réduire la quantité de main d'œuvre nécessaire au fonctionnement (Figures 3.6 et 3.7). Les changements apportés au système sont (i) l'ajout d'une pompe péristaltique pour transférer l'affluent au réacteur biologique; (ii) l'ajout d'un réservoir avec agitation; et (iii) l'ajout de pompes doseuses pour acheminer les réactifs au réservoir avec agitation. Les déversements d'un réservoir à l'autre étaient produits par déversement. À l'aide d'une pompe péristaltique, le lixiviat initial a été introduit dans un réacteur biologique contenant déjà un inoculum bactérien. Le TRH était fixé à 4 h. Le TRH a été calculé selon l'équation 3.4. Durant le traitement, le pH, le POR, la DCO<sub>5</sub>, la DBO<sub>5</sub> et les MES ont été suivis. Par la suite, le lixiviat a été acheminé par débordement dans une cellule d'agitation (400 RPM,

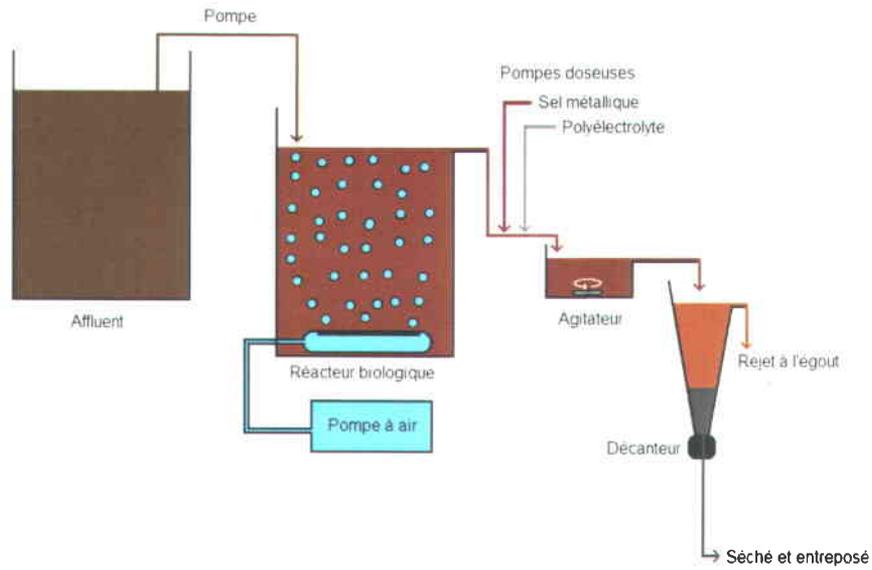
TRH 1 min). Parallèlement, des pompes doseuses ont ajusté le liquide à 176 mg Fe/L de FeCl<sub>3</sub> et à 1 mg PHA/L. Le mélange a été déversé à mi-hauteur du décanteur (TRH 1 h) par débordement. Le pH, le POR, la DCO<sub>5</sub>, la DBO<sub>5</sub>, les MES, et les métaux ( As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni et Zn) ont été mesurés.

**Équation 3.4  $V/Q = TRH$**

V= Volume utile du réacteur (m<sup>3</sup>) (volume total moins volume occupé par les supports)

Q= Débit (m<sup>3</sup>/h)

TRH= Temps de rétention hydrique (h)



**Figure 3.6** Schéma du réacteur biologique en mode continu avec aération et coagulation chimique



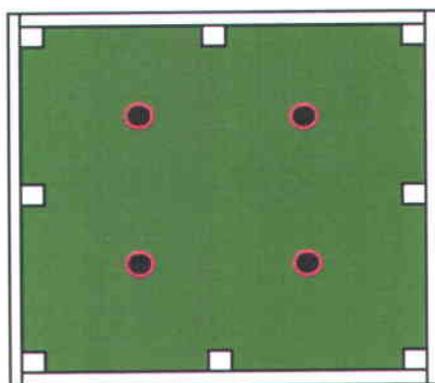
**Figure 3.7** Montage du traitement biologique en mode continu du lixiviat

## 3.5 MÉTHODES ANALYTIQUES

### 3.5.1 Échantillonnage

#### 3.5.1.1 Compost

Le compost en entier était brassé et homogénéisé. Par la suite, quatre sous-échantillons ont été prélevés en surface pour former un échantillon composite. Les endroits de prélèvement sont illustrés à la figure 3.8.



**Figure 3.8** Emplacements des prélèvements des quatre sous-échantillons de compost

#### 3.5.1.2 Lixiviats du compost

Chaque lixiviat généré par les composts a été récolté et brassé. L'échantillonnage a été fait directement sur le lixiviat homogénéisé.

#### 3.5.1.2.1 *Lixiviat initial*

Durant l'homogénéisation du lixiviat initial, 1 L d'échantillon a été récolté en surface. L'échantillon de 1 L a été brassé avant d'être transvidé dans chaque contenant approprié. Le lixiviat résiduel de l'échantillon de 1 L a été réacheminé dans le lixiviat initial.

#### 3.5.1.2.2 *Lixiviat du réacteur biologique*

En mode cuvée, le lixiviat a été récolté en inclinant le réacteur et en déversant 1 L dans un Erlenmeyer. Le lixiviat récolté a été brassé avant son échantillonnage. Le lixiviat non utilisé était par la suite réacheminé dans le réacteur.

En mode continu, un Erlenmeyer de 1 L a été introduit dans le réacteur en fonction. Le lixiviat récolté a été brassé avant chaque échantillonnage. Le lixiviat non utilisé était par la suite réacheminé dans le réacteur.

#### 3.5.1.2.3 *Surnageant du décanteur*

Après décantation, les cônes Imhoff ont été inclinés et l'effluent a été directement déversé dans les contenants appropriés.

### 3.5.2 pH et POR

Les mesures de pH et de POR sur les composts et les lixiviats ont été réalisées avec un pH-mètre *Accumet Research* modèle *AR 25 Dual Channel pH/Ion meter* de *Fisher Scientific* (Nepean, ON, Canada). L'appareil était équipé d'une électrode de pH Ag/AgCl de marque *Cole Parmer* (*Cole Parmer Instrument*, Anjou, QC, Canada) et une électrode POR de marque *Cole Parmer*, modèle *platinum band*, testée avec une solution de quinhydrone (*Sigma Chemical Co.*, St. Louis, MI, États-Unis). Pour le compost, les mesures ont été prises avec 10,0 g de compost frais et complété à 50 mL avec de l'eau déminéralisée. Pour le lixiviat, les mesures ont été prises directement dans l'échantillon à analyser. Les mesures ont été prélevées en intervalle durant les expériences avec les réacteurs en modes cuvée et continue.

### 3.5.3 Oxygène dissous

L'oxygène dissous dans le réacteur biologique a été mesuré avec un appareil de marque *YSI Incorporated*, modèle *50B*. La mesure a été prélevée de façon ponctuelle.

### 3.5.4 Solides totaux

Les ST du compost ont été maintenus entre 40 et 60% et déterminés par la méthode 2540B *APHA et al.* (1999). Le volume d'eau nécessaire à l'hydratation du compost a été calculé par l'Équation 3.5. Le séchage a été réalisé à 105°C dans une étuve de marque *Oakton*, modèle *StableTemp*. Lorsque les ST étaient supérieurs à 60%, le compost était brassé et hydraté avec le volume d'eau requis. La masse sèche perdue des composts a été estimée à 2,5% de la masse

initiale sur une base hebdomadaire. Pour le lixiviat, les échantillons à analyser ont été pris directement dans les réservoirs appropriés. Les mesures ont été prélevées en intervalle durant les expériences avec les réacteurs en mode cuvée et continue.

**Équation 3.5**  $(M_{ST}/S_{TR}) - (M_{ST}/S_{TA}) = V$

$M_{ST}$ = Masse sèche théorique

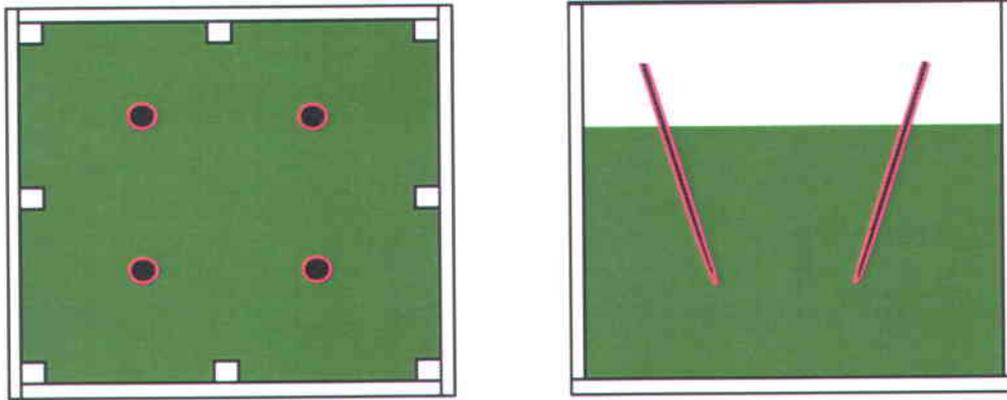
$S_{TR}$ = Solide totaux recherchés (40%)

$S_{TA}$ = Solides totaux mesurés

$V$ = Volume d'eau à ajouter

### 3.5.5 Température

En premier lieu, le compost a été brassé pour obtenir une température plus uniforme. Ensuite, la température de chaque compost a été mesurée à quatre endroits (Figure 3.9) à l'aide d'un thermomètre à sonde de marque *Oakton* (Vernon Hills, IL, États-Unis), modèle *Temp 6*. La sonde a été insérée à un angle d'environ 30° vers le centre avec une profondeur d'environ 20 cm. La moyenne de ces quatre valeurs a été déterminée pour chaque jour enregistré.



**Figure 3.9** Schéma des emplacements et orientations approximatifs des mesures de température

Pour le lixiviat, les mesures ont été prises directement dans l'échantillon à analyser. Les mesures ont été prélevées en intervalles durant les expériences de décontamination.

### 3.5.6 Carbone, azote et soufre total (NCS)

Les teneurs en carbone, azote et soufre total dans les échantillons de compost ont été déterminées avec un analyseur *HCNS* de marque *Leco*. Les analyses ont été réalisées uniquement sur les intrants, le compost initial et le compost final.

### 3.5.7 Densité, porosité et granulométrie

Pour déterminer la densité du compost, un bécber a été pesé vide avec une balance de marque *Ohaus*, modèle *Navigator*. Ensuite, le bécber a été rempli de compost, sans compacter

l'échantillon, jusqu'à la marque de 1 L. Le bécher a été pesé à nouveau et la masse du bécher vide a été soustraite de la masse totale. La masse résultante de l'échantillon de 1 L indique la densité en vrac de l'échantillon.

Pour connaître la porosité du compost, un bécher a été rempli avec un litre de compost sans le compacter. Par la suite, de l'eau a été introduite jusqu'à la marque de 1 L sur le bécher. La porosité du compost correspond au volume nécessaire pour atteindre la démarcation de 1 L.

La granulométrie a été effectuée avec un tamis vibreur de 45 cm de diamètre de marque *Sweco*. Les tamis avec un maillage de 5 mm et 2 mm ont été utilisés. La taille maximale du compost a été déterminée comme étant 12 mm. Le tamisage a été effectué sur le compost frais.

### **3.5.8 Volume de l'affluent et de l'effluent**

L'affluent englobe toute eau utilisée à l'hydratation de chaque compost et l'effluent comprend tout liquide récolté durant la phase de compostage. Les volumes des affluents ont été quantifiés et enregistrés avant d'avoir été utilisés pour hydrater les composts. Les volumes des effluents générés ont été quantifiés et enregistrés. Les lixiviats L-1 ont été congelés et entreposés. Les lixiviats L-2 ont été rejetés dans le système d'égout et les lixiviats L-3 ont subi une étape de traitement par précipitation chimique pour réduire les teneurs en métaux avant d'être acheminés dans le système d'égout.

### 3.5.9 Azote Kjeldhal et phosphore total

L'azote Kjeldhal (NTK) et le phosphore total ( $P_{\text{tot}}$ ) ont été déterminés à l'aide de la méthode Quick Chem 13-107-06-2D<sup>10</sup> sur un *Block Digestor QuickChem*. Le NTK et le  $P_{\text{tot}}$  ont été quantifiés sur un autoanalyseur de marque *Lachat Instrument*, modèle *Quickchem 8000 FIA+* relié à un autoéchantillonneur de modèle *ASX-260* (Loveland, CO, États-Unis). Les analyses ont été réalisées sur les lixiviats générés uniquement durant la phase de compostage.

### 3.5.10 Métaux et éléments

Les métaux et autres éléments ont été déterminés dans les intrants et durant la phase de compostage. Ces paramètres ont été mesurés dans le lixiviat généré durant le compostage et dans le lixiviat initial. De plus, le lixiviat en traitement a été mesuré en continu. La méthode de digestion 3050B (APHA *et al.*, 1999) a été utilisée avec des masses de 0,5 g d'échantillons solides secs ou des volumes de 10,0 mL d'échantillons liquides. Les métaux (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mo, Na, Ni, Pb, Se et Zn) ont été analysés à l'ICP-AES (marque *Varian*, modèle *Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES*, Palo Alto, CA, États-Unis) selon la méthode 6010B (APHA *et al.*, 1999). Des contrôles de qualité ont été effectués en analysant des échantillons liquides certifiés (multi-elements standard, Catalogue No. 900-Q30-101, SCP Science, Lasalle, QC, Canada). Le tableau 3.2 montre les limites de détections des éléments.

---

<sup>10</sup> [http://www.lachatstruments.com/download/LL022\\_Methods-List-6-08.pdf](http://www.lachatstruments.com/download/LL022_Methods-List-6-08.pdf)

**Tableau 3.2 Limites de détection des éléments mesurées par l'ICP-AES dans les composts et le lixiviat**

Paramètres	Limites de détection (mg/kg)
As	2,32
B	1,41
Ba	0,05
Ca	2,90
Cd	0,07
Co	0,17
Cr	1,13
Cu	1,07
Fe	2,16
K	0,36
Mg	0,75
Na	2,57
Ni	0,13
Zn	0,06

### 3.5.11 Matières en suspension

Les MES dans les échantillons liquides ont été mesurées par la méthode 2540D (APHA *et al.*, 1999) après filtration sur des membranes de marque *Whatman*, modèle *934-AH* (porosité de 1,5 µm).

### 3.5.12 Tests de maturité

#### 3.5.12.1 Émissions de CO<sub>2</sub> et NH<sub>3</sub>

Les échantillons de compost frais ainsi que les plaquettes à géloses<sup>11</sup> CO<sub>2</sub> et NH<sub>3</sub> de marque *Solvita* ont été placés dans des contenants *Solvita* appropriés. Les contenants ont été scellés et maintenus à température ambiante pendant 4 h. Après le temps écoulé, les plaquettes ont été

<sup>11</sup> <http://solvita.com/compost-information>

retirées des contenants et les géloses ont immédiatement analysées avec un spectromètre *DCR* de marque *Solvita*.

### 3.5.12.2 Auto-chauffage

Le test d'auto-chauffage<sup>12</sup> a été réalisé en duplicatas sur les composts C-1 et C-2. Avant chaque expérience, les composts âgés de 102 jours étaient décongelés durant la nuit. Le lendemain, sans les compresser, les composts frais ont été introduits jusqu'à la démarcation indiquée dans les contenants *Dewar* de la compagnie *Woods End Laboratories*. Une sonde thermocouple de marque *Extech Instruments*, modèle *40102F* a été maintenue à 5 cm du fond. Le premier essai a été réalisé sur neuf jours tandis que le deuxième a été réalisé sur 24 jours

### 3.5.12.3 Ratio C/N

Il est possible d'évaluer le degré de maturité en observant l'évolution du ratio C/N. Une réduction du rapport C/N est généralement observée lors de l'évolution du compostage (Raj et Antil, 2011). Le ratio C/N est obtenu à partir des mesures de C et N réalisées sur l'analyseur *HCNS* de *Leco*.

---

<sup>12</sup> <http://www.woodsend.org/pdf-files/dewar-instructions-2009.pdf>

#### 3.5.12.4 Matière organique volatile

Le compost final a été tamisé à 1 mm et la fraction passante a été récupérée pour chaque compost. Par la suite, la matière volatile a été déterminée après 1 h de calcination à 600°C.

#### 3.5.13 Demande chimique en oxygène

La DCO soluble a été suivie. Pour déterminer la DCO, les échantillons ont d'abord été filtrés à l'aide d'une pompe à vide et des filtres de marque *Whatman*, modèle *934-AH*. Les digestions ont été effectuées selon la méthode standardisée du Ministère de l'Environnement du Québec MA. 315-DCO 1.0<sup>13</sup> avec un bloc chauffant à 150°C de marque *VWR*, modèle *Analog heat block*. Les résultats ont été obtenus à l'aide d'un spectrophotomètre *Varian* modèle *Cary 50* à une longueur d'onde de 600 nm.

#### 3.5.14 Demande biochimique en oxygène

Des échantillons ont été acheminés à la compagnie *Maxxam* (Québec, QC, Canada) pour des mesures de DBO<sub>5</sub>. Les analyses en DBO<sub>5</sub> ont été réalisées selon la méthode MA. 315- DBO 1.1<sup>14</sup>.

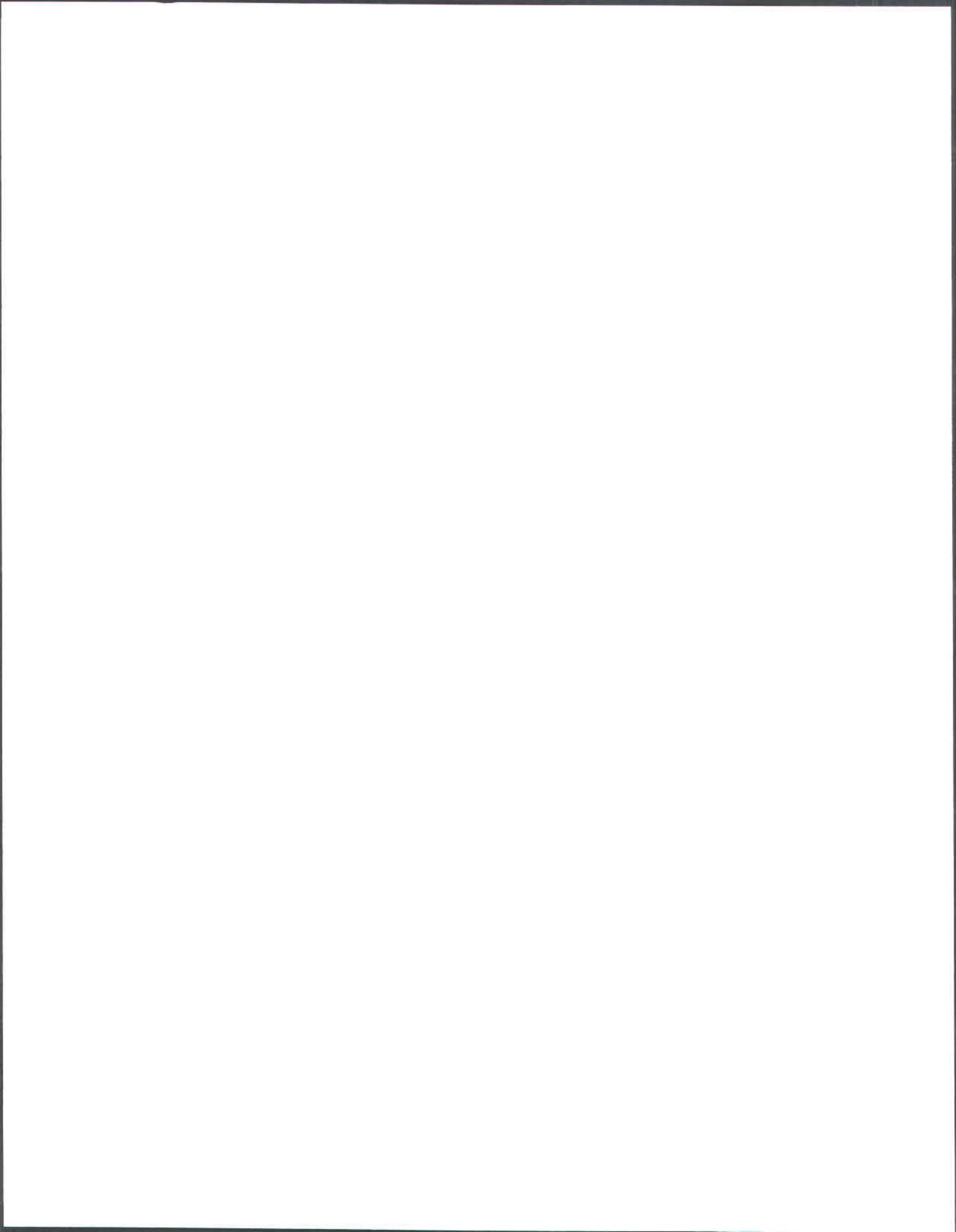
---

<sup>13</sup> <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs19847>

<sup>14</sup> <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA315DCO11.pdf>

### **3.5.15 Indice de volume des boues**

L'indice volume des boues (IVB) est défini comme étant le rapport du volume de boues obtenu après 30 min de décantation dans un cylindre gradué de 1 L et la masse de MES qu'elle représente. Des valeurs typiques d'IVB inférieures à 150 mL/g sont généralement visées (Jenkins et al., 2004). Les mesures d'IVB des boues ont été réalisées dans des cônes Imhoff de 1 L selon la méthode décrite par Blais (2012).



## 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 4.1 Compostage

#### 4.1.1 Caractérisation initiale des intrants de compostage

Le tableau 4.1 présente d'abord les teneurs en ST, carbone, azote et soufre des différents intrants utilisés lors de la préparation des trois essais de compostage. Pour déterminer les masses sèches de chacun des intrants, les ST des déchets de table, de l'inoculum et des différents bois ont été mesurés séparément avant de démarrer le compostage.

Le tableau 4.1 montre également les teneurs en métaux (mg/kg sec) obtenues pour tous les intrants. La teneur en As du bois remédié est relativement élevée. Les limites maximales du CCME (2005) se situent entre 13 et 75 mg/kg pour les critères **AA** et **B** respectivement. La teneur en Cr démontre la même problématique que l'As. Un compost de qualité **AA** risque d'être difficile à atteindre. Un compost de qualité **B** pourrait être plus envisageable.

Le tableau 4.2 présente les ratios C/N des trois composts reconstitués à partir des valeurs de chacun des intrants. En raison de la très grande hétérogénéité du compost, parce qu'il est constitué d'intrant de grandeur et de nature variable, il a fallu recalculer les concentrations en carbone et en azote d'après les analyses faites de façon individuelle sur chacun des intrants. Chaque compost contenait 47,7 kg de déchets de table, 30 kg de bois et 7,1 kg d'inoculum pour un total de 84,8 kg sec. Des ratios C/N optimaux situés entre 30 et 40 ont été déterminés par Chang et Chen (2010), tandis qu'un ratio optimal de 20 a été proposé par Kumar et al. (2010). Les ratios C/N optimaux dans la littérature varient fortement. Pour ce projet, le ratio C/N initial de 30 a été sélectionné.

**Tableau 4.1 Caractéristiques des différents intrants de compostage**

Paramètres	Unités	Inoculum	Déchets de table	Remédié	Non-contaminé	Contaminé
ST	%	28,4 ± 1,2	22,7 ± 3,2	63,6 ± 0,6	88,2 ± 0,0	84,1 ± 0,0
N	%	1,10 ± 0,11	2,56 ± 0,74	0,40 ± 0,53	0,30 ± 0,32	0,50 ± 0,49
C	%	46,9 ± 2,3	46,9 ± 2,4	48,1 ± 1,5	49,3 ± 0,8	46,2 ± 2,1
S	%	0,20 ± 0,07	0,16 ± 0,04	0,10 ± 0,02	< 0,05	0,10 ± 0,09
C/N	-	42,6	18,3	120	164	92,4
As	mg/kg	6,04 ± 0,23	8,17 ± 1,51	42,3 ± 10,5	5,80 ± 1,02	3810 ± 196
B	mg/kg	18,2 ± 2,3	19,0 ± 1,9	5,70 ± 0,33	15,1 ± 0,6	13,4 ± 1,6
Ba	mg/kg	53,6 ± 4,9	36,6 ± 5,6	16,0 ± 2,1	31,2 ± 1,4	14,9 ± 0,5
Ca	mg/kg	12 471 ± 2031	14292 ± 1230	80,4 ± 3,6	954 ± 8	630 ± 27
Cd	mg/kg	0,317 ± 0,039	0,334 ± 0,047	0,150 ± 0,210	2,09 ± 0,48	198 ± 12
Co	mg/kg	1,27 ± 0,04	<LD	0,082 ± 0,013	<LD	<LD
Cr	mg/kg	7,66 ± 4,44	2,99 ± 0,15	378 ± 29	7,29 ± 1,09	4 553 ± 294
Cu	mg/kg	21,7 ± 2,0	15,0 ± 1,5	40,0 ± 13,2	29,3 ± 4,3	2 572 ± 185
Fe	mg/kg	3 470 ± 196	319 ± 50	10,7 ± 0,7	36,7 ± 7,0	50,0 ± 12,8
K	mg/kg	1 149 ± 109	8488 ± 182	21,4 ± 1,7	775 ± 45	206 ± 2
Mg	mg/kg	3 611 ± 358	1219 ± 76	7,87 ± 0,13	178 ± 38	135 ± 4
Na	mg/kg	981 ± 170	5247 ± 20	116 ± 7	177 ± 48	312 ± 11
Ni	mg/kg	5,78 ± 0,85	4,38 ± 0,21	0,440 ± 0,041	1,1 ± 0,4	15,5 ± 0,7
Zn	mg/kg	59,1 ± 3,5	42,6 ± 4,2	12,6 ± 0,3	27,5 ± 0,9	16,7 ± 1,0
<i>n</i>		3	3	10	3	3

**Tableau 4.2 Masses de carbone et azote dans chacun des tas de compost initial et ratios C/N calculés à partir des intrants de compostage**

Compost	C (kg)	N (kg)	C/N
Bois remédié	37,1	1,33	27,9
Bois non-contaminé	40,2	1,32	30,4
Bois contaminé	40,4	1,32	30,5

#### 4.1.2 Évolution des paramètres durant la phase de compostage

L'évolution de certains paramètres a été mesurée durant la phase de compostage. Ces paramètres sont le pH, le POR, les ST, la température, le ratio C/N, la densité, la porosité, la granulométrie, la composition chimique, les apports en eau et les volumes générés de lixiviat. Rappelons que les composts C-1, C-2 et C-3 correspondent aux composts préparés respectivement à partir du bois remédié, non-contaminé et contaminé.

##### 4.1.2.1 pH

Le pH a été suivi durant toute la phase de compostage. Les résultats observés dans la figure 4.1 démontrent une forte augmentation du pH durant les trois premières semaines. Cette augmentation est causée par l'accumulation d'ammonium (Khalil et al., 2011). Par la suite, le pH chute et tend vers une stabilité graduelle située entre pH 5 et 6. Cette tendance vers la neutralité est causée par la production d'acide humique avec sa capacité tampon (Khalil et al., 2011). Les résultats obtenus corrélerent avec les résultats de la littérature (Mustin, 1987). Les trois composts semblent suivre la même tendance.

##### 4.1.2.2 Potentiel d'oxydo-réduction

Le POR indique que le milieu tend à être plus en aérobie avec des valeurs positives et anaérobie avec des valeurs négatives. Les valeurs de POR des composts ont atteint la stabilité après environ trente jours. Après ce temps, les valeurs oscillaient près de 100 mV (Figure 4.2). Le lixiviat de compostage tend donc vers un milieu aérobie.

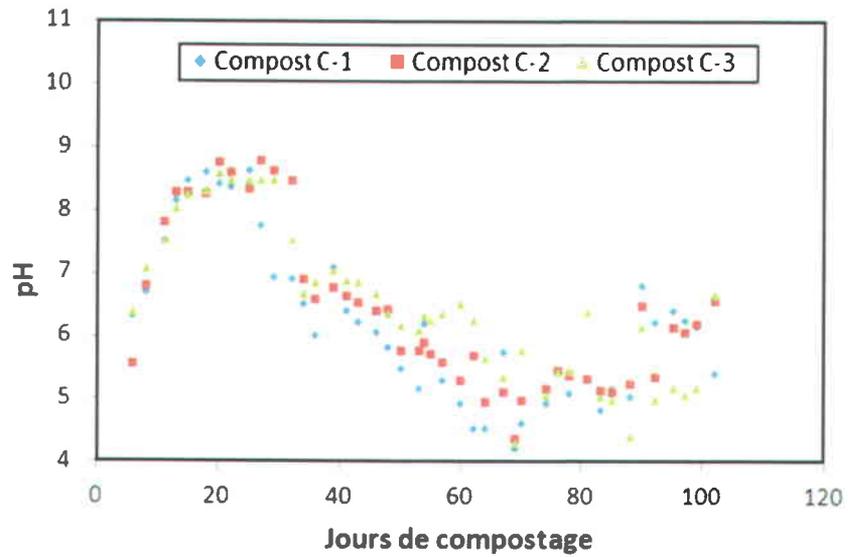


Figure 4.1 Évolution temporelle du pH durant la phase de compostage en fonction du type de compost

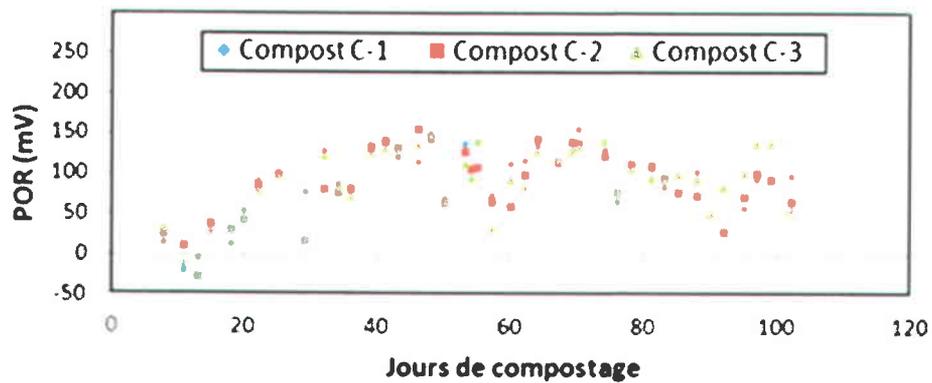


Figure 4.2 Évolution temporelle du POR (mV) durant la phase de compostage en fonction du type de compost

#### 4.1.2.3 Solides totaux

Les ST (%) ont été maintenus à près de 40% tout au long de la phase de compostage pour optimiser les conditions de compostage (Figure 4.3). Durant les premiers jours, lorsque l'activité métabolique rendait les composts chauds, l'humidité diminuait plus rapidement. Il était donc plus difficile de garder les ST aux teneurs voulues. Ce fait explique les quelques valeurs élevées au début. Toutefois, de façon générale les ST se situent entre 35 et 45% ST.

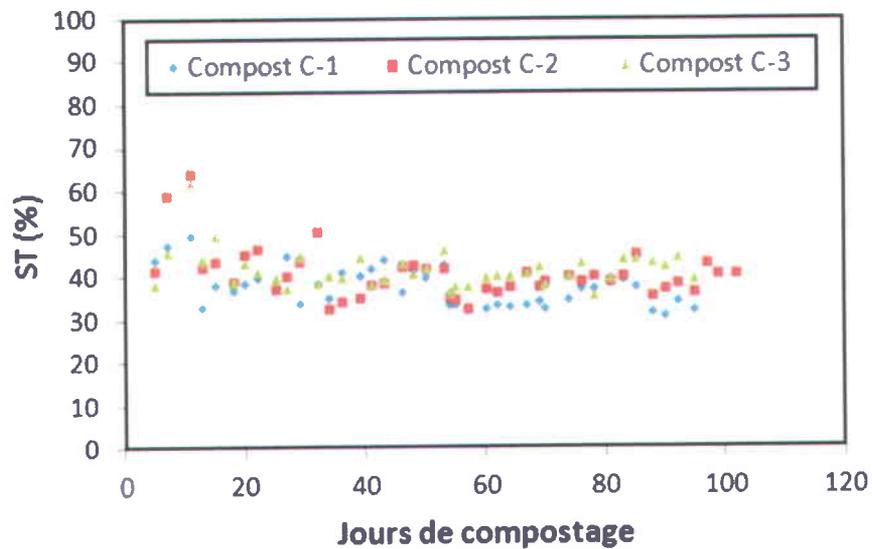


Figure 4.3 Évolution temporelle des ST (%) durant la phase de compostage en fonction du type de compost

#### 4.1.2.4 Température

La température de chaque compost ainsi que la température à l'extérieur ont été suivies durant la phase de compostage. Dans les premiers jours, une augmentation rapide en température a été observée dans les trois composts. Des températures maximales de 60,3, 63,4 et 59,4°C ont été mesurées dans les composts C-1, C-2 et C-3 respectivement. Après quelques jours, la température de chaque compost diminue pour finalement rejoindre la température extérieure (Figure 4.4). Encore ici, il n'y a pas de différences notables entre les trois composts. Ces résultats suivent la tendance observée dans la littérature (Gao et al., 2010).

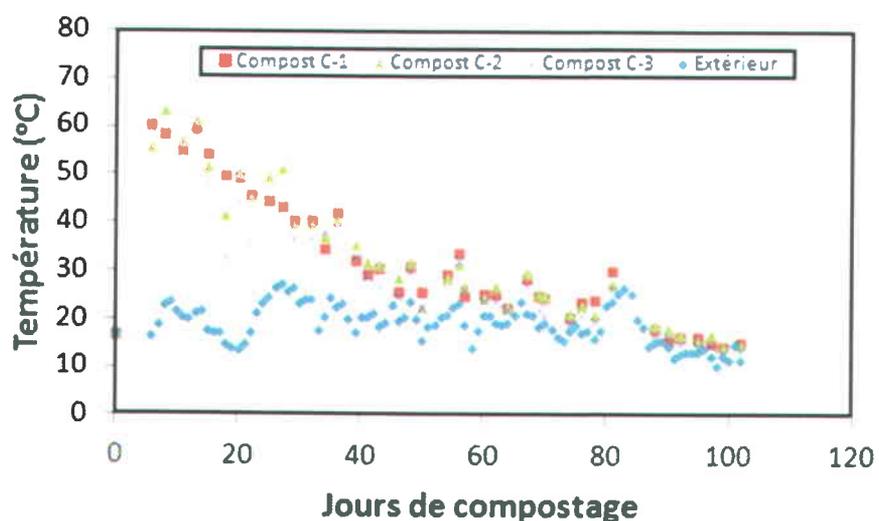


Figure 4.4 Évolution temporelle de la température (°C) durant la phase de compostage en fonction du type de compost

#### 4.1.2.5 Densité en vrac

La densité en vrac des trois composts a été mesurée durant la phase de compostage. Les résultats obtenus sont montrés à la figure 4.5. Le compost C-3 (contaminé) démontre une augmentation graduelle relativement faible. Les composts C-1 (remédié) et C-2 (non-contaminé) démontrent des augmentations non négligeables de densité. L'augmentation en densité pourrait être causée par l'accumulation de terreau dans les pochettes d'air formées par les copeaux de bois, qui eux, ne sont pratiquement pas dégradés.

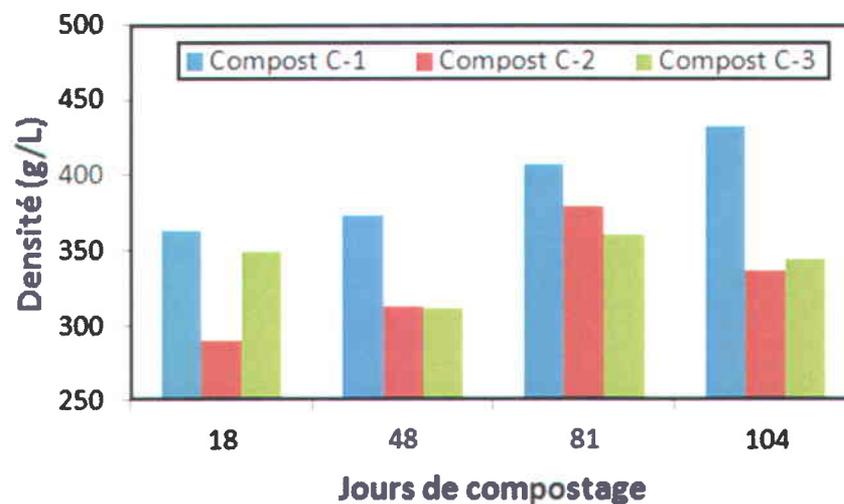
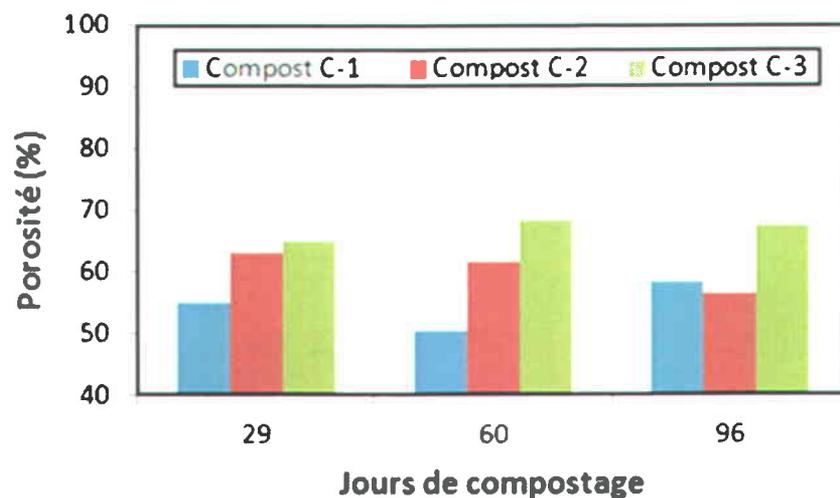


Figure 4.5 Évolution temporelle de la densité en vrac (g/L) durant la phase de compostage en fonction du type de compost

#### 4.1.2.6 Porosité

La porosité des trois composts a été mesurée durant la phase de compostage. Les résultats obtenus sont illustrés à la figure 4.6. Pour le compost C-1 (remédié) et C-3 (contaminé), la taille des copeaux étant plus grossière que celle du compost C-2 (non-contaminé), la porosité de ces deux composts demeure relativement stable au courant de la dégradation de la matière organique. Les espaces d'air seraient plus comblés par le terreau produit au courant de la phase de compostage.



**Figure 4.6** Évolution temporelle de la porosité (%) durant la phase de compostage en fonction du type de compost

#### 4.1.2.7 Granulométrie

La granulométrie a été mesurée sur les trois composts durant la phase de compostage (Figures 4.7 à 4.9). Dans les trois cas, la fraction supérieure à 5 mm diminue et la fraction inférieure à 2 mm augmente un peu. Cette évolution granulométrique pourrait être causée par la dégradation de la fraction supérieure à 5 mm en fractions plus fines.

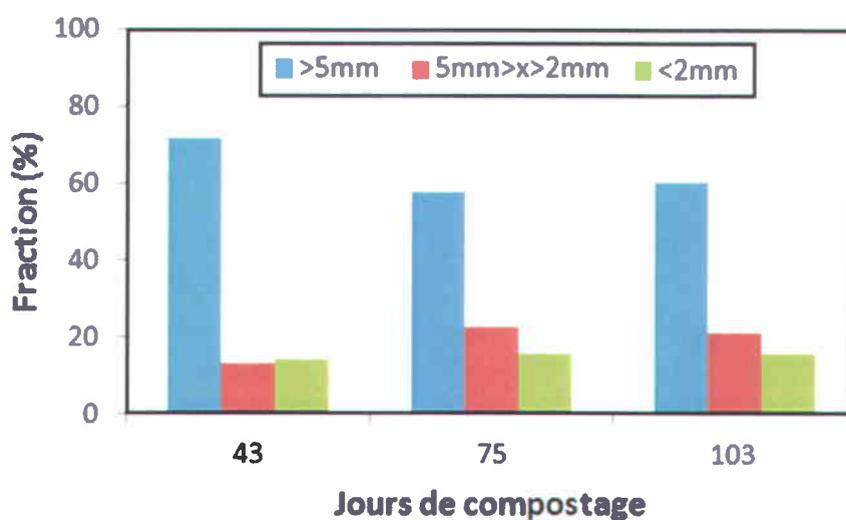


Figure 4.7 Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost remédié

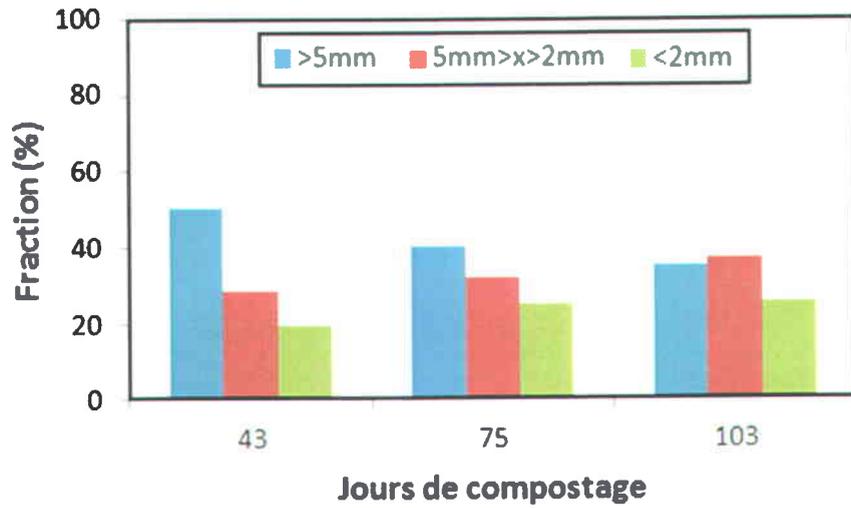


Figure 4.8 Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost non-contaminé

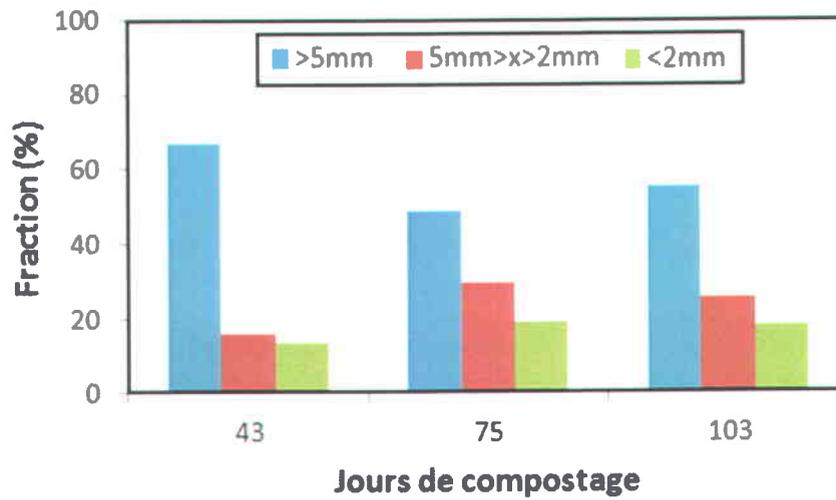


Figure 4.9 Évolution temporelle de la granulométrie (%) du compost contaminé

#### 4.1.2.8 Caractérisation élémentaires

L'évolution des teneurs en éléments a été suivie dans les trois composts. Les analyses ont été réalisées sur les composts totaux avant le tamisage final de 1 mm (Tableaux 4.3 à 4.5). Certaines analyses ont dû être reprises en raison de valeurs hors gammes. Il faut garder à l'esprit que malgré le soin qui était pris à un échantillonnage le plus homogène possible, le prélèvement du compost total qui contenait aussi bien des particules inférieures à 1 mm que du bois non décomposé mais en quantité variable demeurait difficile. Dans le cas du compost fait avec du bois remédié, le fait d'avoir plus ou moins prélevé du bois faisait une différence notable sur les teneurs mesurées en As, Cr et Cu. Ainsi, les analyses pour le bois remédié ont été refaites à 102 h. Les résultats en As demeurent inexplicablement élevés avec plus de 81,5 mg As/kg sec. Pour cette raison, des analyses ont été refaites après tamisage du compost à 1 mm.

Les résultats de la fraction plus petite que 1 mm sont présentés au tableau 4.6. Les teneurs finales de 270 et 36,3 mg/kg en Cr et As respectivement, satisfont le critère **B** de qualité du compost. Par contre, les teneurs en As et en Cr dépassent les teneurs acceptables pour le critère **AA**. Les autres éléments normés qui ont été mesurés, satisfont les valeurs limites du critère **AA**.

**Tableau 4.3 Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost remédié durant la phase de compostage**

Paramètres (mg/kg sec)	Jours de compostage			
	4	43	62	102
As	39,6 ± 5,2	43,3 ± 1,8	36,7 ± 0,6	81,5 ± 4,6
Cr	555 ± 823	557 ± 23	552 ± 22	506 ± 36
Cu	128 ± 15	194 ± 3	178 ± 7	205 ± 9
Cd	0,02 ± 0,01	0,045 ± 0,009	0,045 ± 0,005	<LD
Co	0,33 ± 0,03	0,31 ± 0,01	0,36 ± 0,01	1,65 ± 0,14
Mo	5,20 ± 0,29	4,97 ± 0,28	5,50 ± 0,16	23,4 ± 1,0
Ni	7,38 ± 0,48	5,55 ± 0,51	5,55 ± 0,32	5,58 ± 0,21
Pb	4,76 ± 0,23	4,95 ± 0,38	5,20 ± 0,06	21,2 ± 0,8
Se	6,30 ± 0,40	6,72 ± 0,30	7,41 ± 0,43	31,3 ± 2,9
Zn	21,9 ± 1,9	26,2 ± 8,8	21,2 ± 1,1	32,5 ± 1,8
Al	1 040 ± 60	822 ± 31	828 ± 65	1 260 ± 80
B	3,99 ± 0,51	5,92 ± 0,31	4,46 ± 0,15	9,60 ± 0,16
Ba	12,0 ± 1,1	13,0 ± 0,1	14,5 ± 3,5	15,1 ± 0,7
Ca	3 690 ± 410	12 900 ± 900	11 400 ± 600	15 600 ± 600
Fe	1 170 ± 120	919 ± 24	922 ± 117	1 440 ± 50
K	1 890 ± 220	4 550 ± 130	3 770 ± 120	5 590 ± 290
Mg	894 ± 99	1 110 ± 40	1 120 ± 90	2 130 ± 70
Na	774 ± 83	1 910 ± 40	1 590 ± 60	2 110 ± 130

**Tableau 4.4 Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost non-contaminé durant la phase de compostage**

Paramètres (mg/kg sec)	Jours de compostage			
	4	43	62	102
As	8,26 ± 0,03	2,59 ± 0,31	20,6 ± 15,9	2,15 ± 0,13
Cr	8,45 ± 0,23	2,48 ± 0,02	25,1 ± 19,9	2,72 ± 0,19
Cu	34,1 ± 1,8	35,6 ± 4,7	37,4 ± 9,8	19,3 ± 0,4
Cd	0,25 ± 0,01	0,29 ± 0,25	0,30 ± 0,02	0,33 ± 0,02
Co	<LD	<LD	<LD	<LD
Mo	<LD	<LD	<LD	<LD
Ni	0,93 ± 0,03	1,38 ± 0,08	1,63 ± 0,20	2,09 ± 0,03
Pb	<LD	<LD	<LD	<LD
Se	2,12 ± 0,03	2,47 ± 0,17	2,41 ± 0,09	2,64 ± 0,04
Zn	23,9 ± 0,3	33,8 ± 3,9	32,9 ± 5,8	39,1 ± 0,4
Al	363 ± 11	679 ± 46	6 410 ± 120	595 ± 8
B	5,34 ± 0,52	8,49 ± 0,91	5,89 ± 0,24	8,15 ± 0,08
Ba	26,4 ± 0,1	16,6 ± 1,2	18,5 ± 2,2	19,7 ± 0,2
Ca	5 070 ± 280	9 150 ± 1150	7 820 ± 740	10 700 ± 100
Fe	417 ± 18	628 ± 70	786 ± 150	999 ± 16
K	2 610 ± 70	5 850 ± 280	5 770 ± 160	8 070 ± 30
Mg	711 ± 312	1 080 ± 110	1 150 ± 100	1 430 ± 10
Na	977 ± 25	2 250 ± 100	2 200 ± 70	2 930 ± 10

**Tableau 4.5 Évolution temporelle des teneurs en éléments mesurées dans le compost contaminé durant la phase de compostage**

Paramètres (mg/kg sec)	Jours de compostage			
	4	43	62	102
As	5 580 ± 220	5 670 ± 260	5 070 ± 130	5 180 ± 230
Cr	6 620 ± 190	6 780 ± 400	6 060 ± 140	5 970 ± 240
Cu	3 620 ± 150	3 880 ± 90	3 150 ± 60	3 170 ± 100
Cd	5,88 ± 0,16	6,58 ± 0,31	5,55 ± 0,12	5,45 ± 0,15
Co	1,98 ± 0,26	1,98 ± 0,14	1,72 ± 0,09	0,44 ± 0,04
Mo	24,0 ± 1,8	23,3 ± 0,5	22,9 ± 0,4	5,54 ± 0,31
Ni	9,16 ± 0,58	5,92 ± 0,78	5,92 ± 0,32	3,39 ± 0,20
Pb	24,2 ± 1,7	23,4 ± 1,1	21,3 ± 1,2	6,86 ± 0,09
Se	34,7 ± 3,9	37,4 ± 6,9	29,7 ± 2,1	8,08 ± 0,26
Zn	27,0 ± 2,3	30,0 ± 2,2	44,2 ± 2,1	25,4 ± 0,7
Al	1570 ± 310	1080 ± 220	790 ± 151	561 ± 39
B	7,22 ± 0,78	8,35 ± 0,48	9,96 ± 0,62	6,27 ± 0,11
Ba	20,0 ± 1,4	17,3 ± 1,2	18,2 ± 0,6	12,9 ± 0,3
Ca	12 200 ± 1400	8 280 ± 1450	16 800 ± 1 200	10 600 ± 300
Fe	1 630 ± 140	968 ± 176	911 ± 65	702 ± 48
K	2 290 ± 130	4 680 ± 280	5 700 ± 150	4 780 ± 40
Mg	1 070 ± 70	1 100 ± 130	1 490 ± 80	1 100 ± 40
Na	847 ± 45	2 040 ± 140	2 740 ± 80	2 070 ± 10

**Tableau 4.6 Teneurs en éléments mesurées dans la fraction inférieure à 1 mm dans les trois composts finaux**

Paramètres	Composts		
	Remédié	Non-contaminé	Contaminé
As	36,3 ± 3,7	10,9 ± 1,9	1 050 ± 180
Cr	270 ± 6	4,87 ± 0,10	1 260 ± 220
Cu	280 ± 1	16,6 ± 2,0	2 180 ± 230
Cd	1,56 ± 0,35	1,63 ± 0,17	4,37 ± 0,53
Co	<LD	<LD	<LD
Hg	0,09	0,05	0,03
Ni	1,33 ± 0,35	<LD	0,86 ± 0,63
Zn	68,5 ± 14,0	72,6 ± 2,6	36,9 ± 2,6
B	38,8 ± 16,3	24,3 ± 1,2	16,5 ± 5,5
Ba	24,3 ± 1,6	33,4 ± 4,5	13,2 ± 2,3
Ca	20 900 ± 4 200	19 100 ± 3 300	14 900 ± 2 400
Fe	2 870 ± 300	1 960 ± 430	2 290 ± 200
K	5 070 ± 260	6 240 ± 160	2 900 ± 310
Mg	2 720 ± 60	2 610 ± 190	1 710 ± 200
Na	2 810 ± 70	3 720 ± 90	1 740 ± 180

### 4.1.3 Tests de maturité

#### 4.1.3.1 Production de CO<sub>2</sub> et NH<sub>3</sub>

Pour déterminer le degré de maturité, les languettes *Solvita* sont analysées par le spectrophotomètre. L'appareille génère des valeurs de références en fonction des résultats obtenus. Les valeurs de références sont comparées avec la figure 4.10 pour déterminer le degré de maturité. Le tableau 4.7 démontre les valeurs obtenues pour les trois composts. La figure 4.10 indique que tous les composts finaux sont matures.

**Tableau 4.7 Valeurs obtenues du degré de maturité du compost final par la méthode *Solvita*<sup>15</sup>**

Type de compost	CO <sub>2</sub> (%)	Référence (CO <sub>2</sub> )	N-NH <sub>3</sub> (µg)	Référence (N-NH <sub>3</sub> )
Remédié	1,54 ± 0,17	5,43 ± 0,21	168 ± 14	4,21 ± 0,02
Non-contaminé	1,43 ± 0,08	5,59 ± 0,11	131 ± 8	4,29 ± 0,02
Contaminé	0,70 ± 0,08	7,09 ± 0,24	149 ± 21	4,25 ± 0,05

<sup>15</sup> (<http://solvita.com/compost-information>).

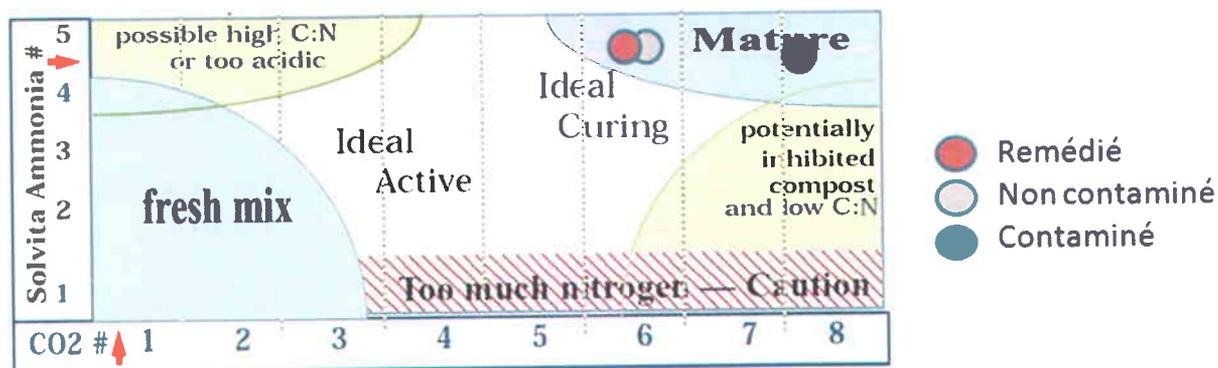


Figure 4.10 Grille Solvita utilisé pour déterminer le degré de maturité des composts<sup>16</sup>

#### 4.1.3.2 Auto-chauffage

Le test d'auto-chauffage a été réalisé sur le compost remédié et non-contaminé en duplicatas. Le compost contaminé n'a pas été mesuré. Les différences de températures observées au tableau 4.8 ont été enregistrées lorsqu'elles ont atteint la stabilité.

Tableau 4.8 Différence de température mesurée durant les tests d'auto-chauffage Dewar

Temps de stabilisation (jours)	Types de compost	
	Remédié ( $\Delta^{\circ}\text{C}$ )	Non-contaminé ( $\Delta^{\circ}\text{C}$ )
8	1,5	6,5
18	1	9
$\Delta^{\circ}\text{C}$ 0-5	Mature	
$\Delta^{\circ}\text{C}$ 5-25	Active	
$\Delta^{\circ}\text{C}$ 25-50	Très active	

<sup>16</sup> ([http://solvita.com/pdf-files/Quick\\_guideV5.pdf](http://solvita.com/pdf-files/Quick_guideV5.pdf)).

Les résultats obtenus au tableau 4.8 démontrent que seulement le compost remédié a atteint une maturité acceptable. Les résultats obtenus n'étaient pas prévus. Il est important de comprendre que l'expérience d'auto-chauffage se base sur la production de chaleur, induite par l'activité métabolique bactérienne, pour déterminer le degré de maturité. Il se peut que la teneur en métaux dans le compost C-1 induise une inhibition du métabolisme bactérien, et par conséquent, résulte en une réduction prématurée de la température du compost. Cet effet indiquerait que le compost C-1 est plus mature que le compost C-2 même si ce n'est pas le cas.

#### 4.1.3.3 Ratio C/N

Les ratios C/N initiaux et finaux des trois composts sont montrés au tableau 4.9. Les ratios finaux sont établis sur du compost <1 mm, alors que les initiaux sont calculés à partir des intrants. Une diminution du ratio indiquerait une augmentation en maturité. L'évolution du ratio C/N a été démontré comme étant une méthode fiable pour déterminer le degré de stabilité d'un compost (Goyal et al., 2005). Par rapport au début, il y a eu une diminution soutenue du ratio pour les trois composts. Les résultats obtenus semblent montrer que la maturité serait plus importante avec le compost non-contaminé (16,72). Cette observation pourrait indiquer que l'activité métabolique était plus élevée durant la phase de compostage dans le compost C-2 que dans les autres composts. Les composts C-1 et C-3 démontrent des ratios C/N finaux très similaires (18,83 et 18,28). Une inhibition métabolique causée par les métaux dans les composts C-1 et C-3 pourrait expliquer leur ratios C/N plus élevée. Cette diminution en C/N suit la tendance observée dans la littérature (Bakry et al., 2012).

**Tableau 4.9 Ratios C/N initiaux et finaux des trois composts**

Compost	Types de compost		
	Remédié	Non-contaminé	Contaminé
Initial	30,24	30,43	29,99
Final	18,83	16,72	18,28

#### 4.1.3.4 Maturité finale

Les tests de maturité ne sont pas sans erreurs et ne déterminent pas le degré de maturité des composts à l'aide des mêmes paramètres. Les tests *Solvita* et d'auto-chauffage déterminent le degré de maturité d'un échantillon de compost en mesurant indirectement l'activité bactérienne, tandis que le ratio C/N détermine le degré de maturité relatif en mesurant l'évolution du carbone et de l'azote. Le tableau 4.10 résume les résultats obtenus. Les tests *Solvita* et d'auto-chauffage ont indiqué que le compost à base de bois remédié a atteint une maturité acceptable tandis que l'expérience carbone-azote démontre que le compost C-2 a perdu plus de matière organique au courant de la phase de compostage.

**Tableau 4.10 Synthèse des résultats des tests de maturité des composts (M = mature, NM = non mature, PM = plus mature)**

Type de compost	Tests de maturité		
	<i>Solvita</i>	Auto-chauffage	C/N
Remédié	M	M	M
Non-contaminé	M	NM	PM
Contaminé	M	-	M

#### 4.1.3.5 Matière organique volatile

Le tableau 4.11 présente les pourcentages massiques obtenus après tamisage des composts finaux. Les composts remédié et non-contaminé ont présenté des pourcentages massiques inférieures à 1 mm d'environ 21%, tandis que le compost contaminé démontre un rendement d'environ 18%.

La teneur en matière organique volatile peut être utilisée comme indice relatif étant donné que la seule variable entre les trois composts est le bois. Un compost contenant une forte teneur en matière organique indique que le compostage n'est pas terminé et, par conséquent, est moins mature qu'un compost contenant moins de matière organique (Raj et al., 2011). Les analyses de matières organiques ont été réalisées sur la fraction <1 mm en triplicata. Le tableau 4.11 montre que les composts remédié et non-contaminé contiennent des teneurs en matières organiques supérieures à celle du compost contaminé. Ce serait donc le compost contaminé qui devrait être considéré comme le plus mature. La faible teneur en matière organique volatile pourrait s'expliquer par la présence d'une forte teneur en métaux non volatilisables.

Le tableau 4.11 présente également les masses sèches des composts et de matières organiques inférieures à 1 mm en fonction de la masse des composts initiaux de 84,8 kg sec. Les masses de compost (<1 mm) et de matière organique volatile (<1 mm) du compost contaminé sont inférieures aux deux autres composts. Durant la préparation des intrants, le bois non-contaminé a été broyé plus fin. Cette étape de broyage expliquerait le rendement élevé de la fraction <1 mm pour le bois non-contaminé.

**Tableau 4.11 Masse sèche et matière organique volatile de la fraction <1 mm des trois composts**

Composts finaux	Unités	Types de compost		
		Remédié	Non-contaminé	Contaminé
Proportion <1 mm	%	20,6	20,9	17,8
Masse sèche	kg sec	17,5	17,7	15,1
Matière organique	kg sec	14,5 ± 0,6	14,9 ± 1,0	11,5 ± 0,3
	%	83,1 ± 3,4	83,8 ± 5,7	76,3 ± 2,3

#### 4.1.4 Synthèse des essais de compostage

L'étape de compostage a été complétée après 102 jours de réaction. Une masse de 17,5 kg de compost remédié sec (<1 mm) a été produit à partir de 47,7 kg sec de déchets de table. Le tableau 4.12 résume les contaminants retrouvés dans les composts en regard des normes qu'il faut respecter. Le compost remédié final (<1 mm) a atteint les normes de contaminants pour la catégorie **B** (CCME, 2005). Cependant, les teneurs en As et en Cr dépassent les critères de qualité **AA** du CCME respectivement. Le compost non-contaminé final (<1 mm) a satisfait toutes les normes, tandis que le compost contaminé n'a pas atteint les normes requises.

La production d'un compost à base de bois non-contaminé démontre une teneur en As près de la limite maximale des critères de qualité **AA**. Une production d'un compost de qualité **AA** à base de bois remédié risque donc d'être très difficilement atteignable. Pour atteindre ces normes, certaines techniques pourraient être utilisées; une meilleure décontamination du bois initial; une quantité plus élevée de déchets de table ou une quantité plus faible de bois; une meilleure séparation du bois pour produire le compost final. Ces techniques pourraient réduire les teneurs en As et en Cr sous les valeurs limites et produire un compost de qualité supérieure.

**Tableau 4.12 Teneurs en éléments normés (mg/kg) dans les fractions <1 mm des trois composts finaux**

Paramètres	Composts			Teneurs maximales (CCME, 2005)	
	Non-contaminé	Remédié	Contaminé	Catégorie AA	Catégorie B
As	9,23	36,3	1 010	13	75
Cd	0,49	0,45	3,42	3	20
Co	0,72	0,97	1,31	34	150
Cr	<LD	270	1 320	210	1060
Cu	16,6	280	2 280	400	757
Ni	1,9	2,72	2,34	62	180
Zn	68,6	64	37,9	700	1 850

Donc, en résumé, ces résultats semblent indiquer que les hypothèses posées n'ont pas été toutes satisfaites. À savoir, le compost à base de bois remédié n'a pas évolué en un compost de qualité **AA**. Il a évolué en un compost **B**. La dégradation du bois a été très faible (<1%). L'utilisation du bois remédié ne serait donc pas une méthode à privilégier si l'on a à disposer de beaucoup de déchets de bois traité et que l'on veuille un compost de qualité **AA**. Mais si on accepte un compost de qualité **B** et si on a en plus des déchets de table à gérer, le compostage des déchets de table avec du bois remédié se fait aussi rapidement qu'avec du bois non-contaminé. Le bois s'il est très peu composté demeure quand même un très bon support pour le compostage puisqu'il maintient la qualité de l'aération.

Une production de lixiviat a été observée. Le lixiviat provenant du compost remédié a été congelé, puis entreposé tout au long de la phase de compostage. Après la phase de compostage, le lixiviat a été décongelé et analysé. Le traitement du lixiviat a dû être effectué pour atteindre les normes du rejet à l'égout de la ville de Québec.

#### 4.1.5 Production et caractéristiques des lixiviats de compostage

##### 4.1.5.1 Apports en eau

Les composts ont été hydratés durant toute la phase de compostage pour maintenir l'humidité des composts entre 40 et 60%. Les températures élevées des composts et de l'extérieur augmentaient le taux d'évaporation. Durant ces températures élevées, l'ajustement de l'humidité a été suivi de près. Les volumes utilisés sont montrés à la figure 4.11.

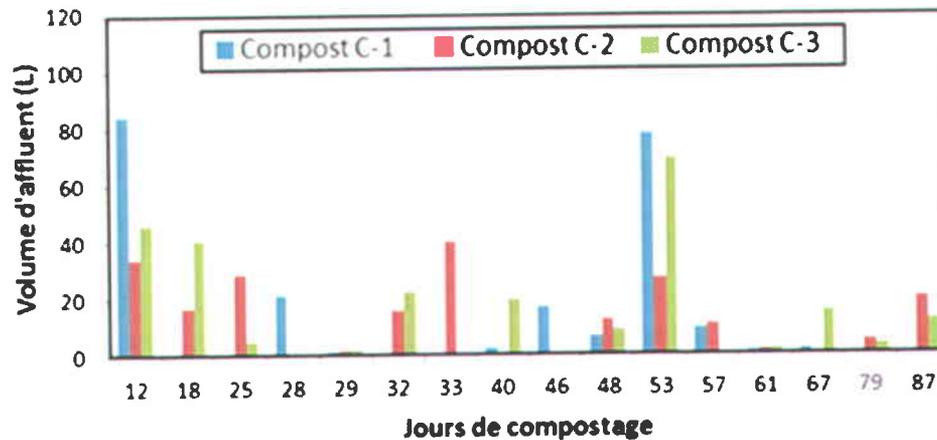
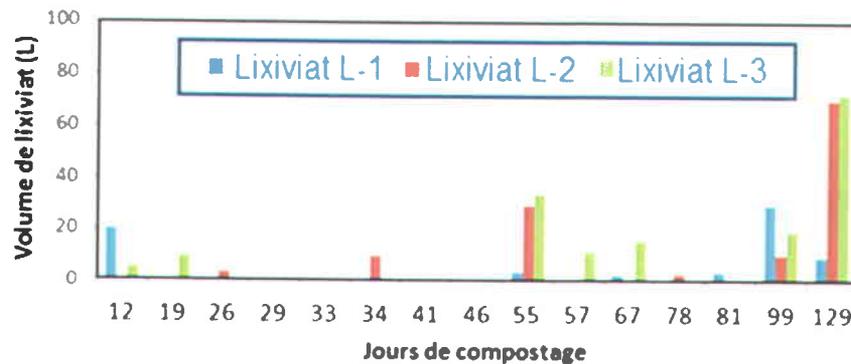


Figure 4.11 Volumes d'affluents utilisés pour ajuster l'humidité des trois composts

#### 4.1.5.2 Volumes récoltés de lixiviats

Les effluents de chaque compost ont été quantifiés durant toute la phase de compostage (Figure 4.12). Ces liquides ont été générés durant les fortes pluies et durant les ajustements d'humidité. Les effluents du compost C-1 (remédié) ont été récoltés et conservés au congélateur pour des analyses ultérieures.



**Figure 4.12** Volumes des lixiviats générés durant la période de compostage des trois composts

Les effluents des composts ont été caractérisés lorsque générés durant la phase de compostage. Ils ont été analysés pour les MES, les MVES, le POR et le pH. Par la suite, le lixiviat L-1 a été congelé pour des manipulations ultérieures.

#### 4.1.5.3 Matières en suspension

Dans les lixiviats des trois composts, une réduction des MES en fonction de l'évolution temporelle des composts a été observée. Cette réduction en MES pourrait être causée par la diminution de la teneur en matière organique facilement biodégradable dans les composts. Le tableau 4.13 montre les résultats obtenus durant la phase de compostage. Rappelons que L-1, L-2 et L-3 correspondent aux composts remédié, non-contaminé et contaminé, respectivement. La grande variabilité pourrait provenir de la forte charge initiale en matière organique qui a percolée avec le lixiviat. La variation pourrait aussi provenir du brassage des composts. Un brassage plus vigoureux peut entraîner plus de MES dans les lixiviats. Finalement, l'échantillonnage d'un lixiviat contenant des résidus qui précipitent rapidement augmente la variabilité d'un échantillon à l'autre.

**Tableau 4.13 Évolution temporelle des teneurs en MES (mg/L) des lixiviats générés durant la phase de compostage**

Jours de Compostage	Valeurs mesurées (mg/L)		
	L-1	L-2	L-3
12	1 980	45 800	13 950
19	-	-	2 500
26	-	7 800	-
29	2 440 ± 410	-	-
33	-	-	1 480 ± 150
34	-	1 840 ± 440	-
41	-	-	5 950 ± 1 460
47	294 ± 131	-	-
55	1 790 ± 490	620 ± 60	1 110 ± 20
78	-	5 850 ± 1 000	-
82	-	-	3 600 ± 1 140
99	869 ± 281	-	420 ± 47
129	492 ± 208	105 ± 24	62 ± 17

#### 4.1.5.4 Matières volatiles en suspension

La figure 4.13 montre que les ratios « matière organique volatile/MES » sont élevés. Les résidus en suspension ont donc une nature plus organique qu'inorganique. Un traitement biologique a dû être mis sur pied pour atteindre la norme de DBO<sub>5</sub> du rejet à l'égout de la ville de Québec.

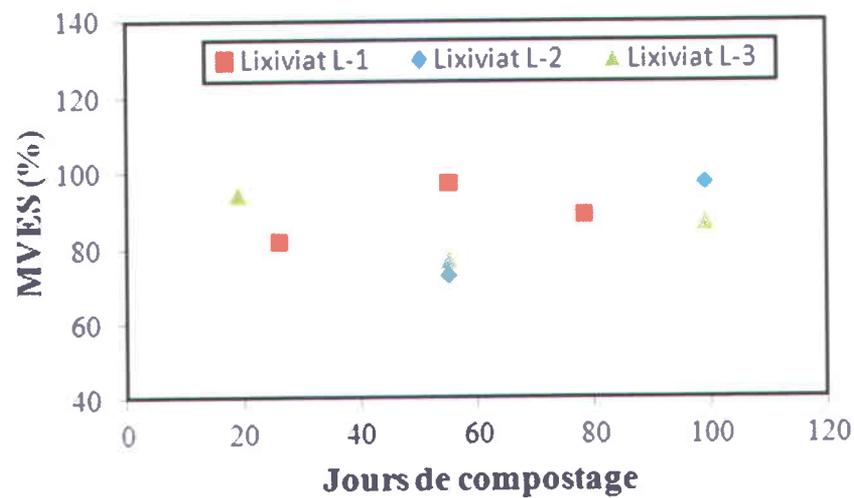


Figure 4.13 Évolution temporelle des teneurs en MVES (%) des lixiviats générés durant la phase de compostage

#### 4.1.5.5 Potentiel d'oxydo-réduction

Le POR de chaque lixiviat généré a été mesuré durant toute la phase de compostage (Figure 4.14). Un équilibre à 100 mV a été atteint pour chaque compost après environ quarante jours de compostage. Le POR suit en général la même tendance dans les trois lixiviats.

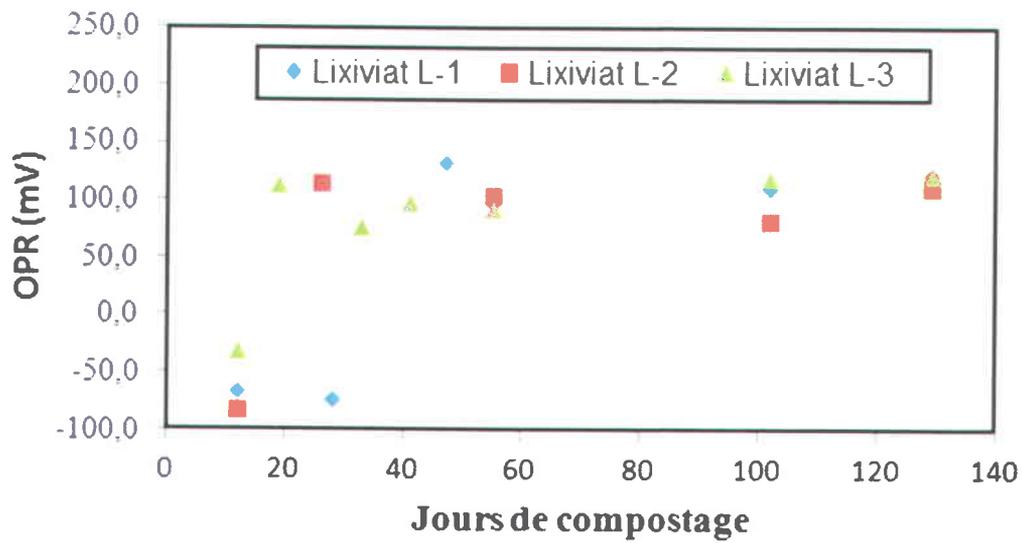


Figure 4.14 Évolution temporelle du POR (mV) des lixiviats générés durant la phase de compostage

#### 4.1.5.6 pH

Le pH du lixiviat augmente de 6,5 à environ 7,5 durant les quarante premiers jours. Par la suite, le pH demeure relativement stable jusqu'à la fin du projet (Figure 4.15). Le pH suit en général la même tendance dans les trois lixiviats. Par contre, cette tendance ne suit pas celle du compost. Cette différence pourrait être causée par une teneur plus faible en solides totaux dans le lixiviat lors des analyses. Par conséquent, le pH de l'eau pourrait avoir un plus grand impact sur le pH du lixiviat.

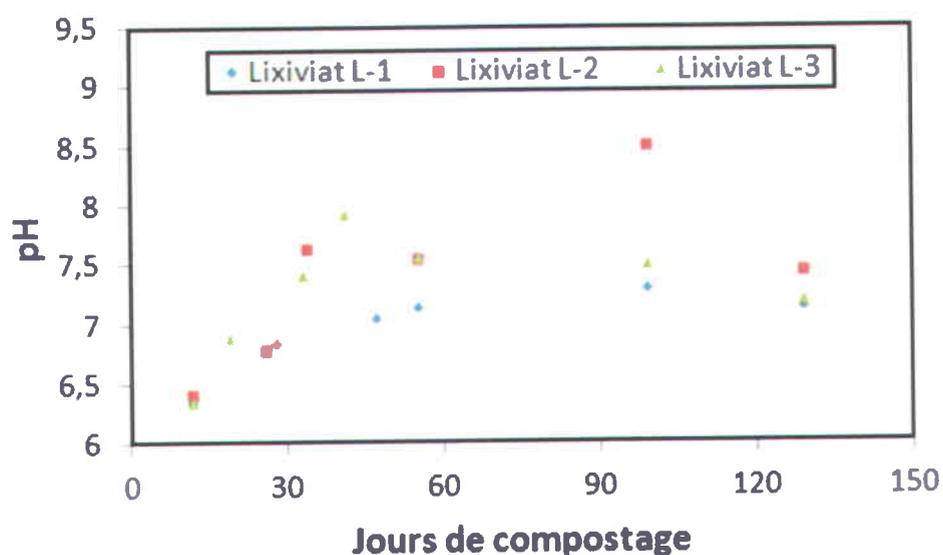


Figure 4.15 Évolution temporelle du pH des lixiviats générés durant la phase de compostage

#### 4.1.5.7 Azote Kjeldhal et phosphore total

L'azote Kjeldhal (NTK) et le phosphore total ( $P_{tot}$ ) des lixiviats ont été analysés au courant de la phase de compostage. Les figures 4.16 et 4.17 montrent les teneurs en NTK et en  $P_{tot}$ , respectivement.

Les concentrations en NTK dans les lixiviats sont à leur maximum durant les quarante premiers jours. Par la suite, les concentrations diminuent rapidement. Ces concentrations en azote pourraient provenir de la matière organique dégradée et lixiviée. Durant l'évolution des composts, les teneurs en matières organiques diminuent, ainsi que les teneurs en NTK lixiviées.

Les concentrations initiales en  $P_{tot}$  dans les lixiviats sont plus faibles que celles de l'azote. Ceci pourrait être causé par l'assimilation rapide du phosphore libre par les microorganismes. La dégradation progressive de la matière organique, causant une diminution graduelle en phosphore dans le lixiviat, pourrait expliquer les faibles teneurs après environ soixante jours de compostage.

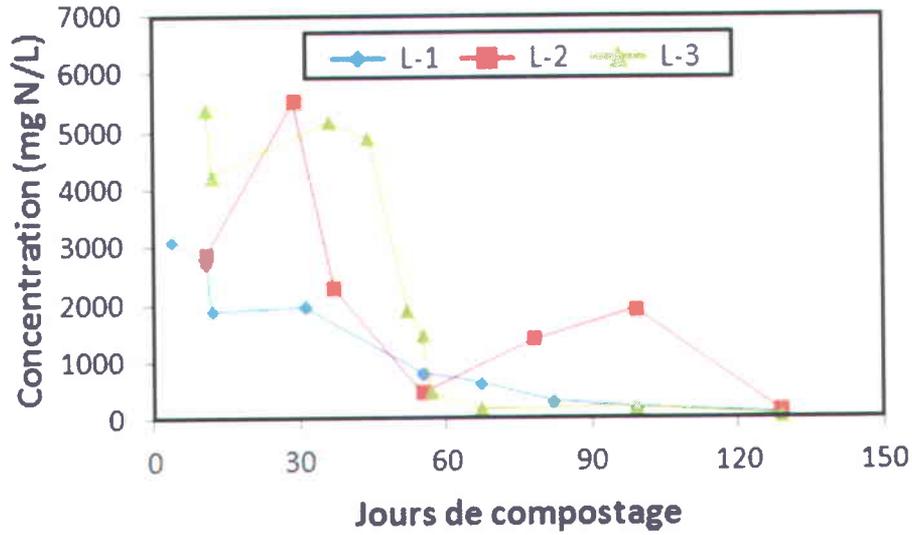


Figure 4.16 Évolutions des teneurs en azote Kjeldhal dans les lixiviats L-1, L-2 et L-3 durant la phase de compostage

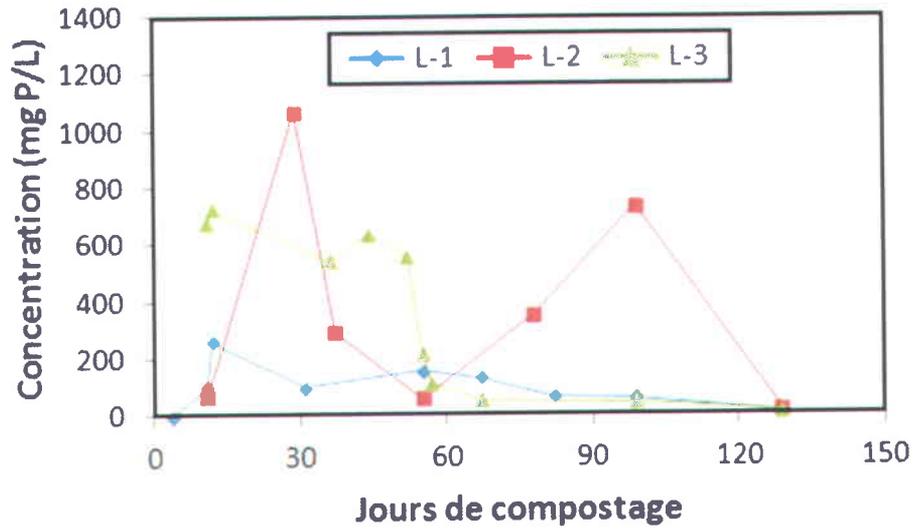


Figure 4.17 Évolutions des teneurs en phosphore total dans les lixiviats L-1, L-2 et L-3 durant la phase de compostage

## 4.2 Traitement du lixiviat de compostage

### 4.2.1 Caractérisation du lixiviat initial

Le lixiviat L-1 provenant du compostage du bois remédié a été décongelé, homogénéisé et caractérisé. La DBO<sub>5</sub>, les MES, le pH et les métaux ont été mesurés (Tableau 4.14). Pour rejeter le lixiviat dans le réseau d'égout de la ville de Québec, les valeurs de ces paramètres doivent être contrôlées. La DCO<sub>5</sub> et le POR ont aussi été mesurés, par contre, ces paramètres ne sont pas normés pour le rejet dans les égouts.

Le pH du lixiviat initial a été mesuré à 8,15 et le POR à 180 mV. La valeur du pH satisfait la norme du rejet à l'égout qui est situé entre 6,0 et 9,5. Le POR n'est pas un paramètre normé pour le rejet à l'égout.

La DCO sur des échantillons solubles a été mesurée à l'aide de neuf échantillons de lixiviat initial. La DCO<sub>5</sub> n'est pas un paramètre normé pour le rejet à l'égout. Par contre, ce paramètre est lié à la DBO<sub>5</sub>. Alors, en observant l'évolution de la DCO<sub>5</sub>, il est possible de suivre de façon indirecte celle de la DBO<sub>5</sub>.

L'analyse de la DBO<sub>5</sub> a été réalisée par la compagnie Maxxam à Québec. La valeur de 1 100 mg O<sub>2</sub>/L mesurée dépasse largement la norme du rejet à l'égout établie à 500 mg O<sub>2</sub>/L. Un traitement biologique a donc été conçu pour réduire les teneurs en DBO<sub>5</sub> à des valeurs inférieures à la norme exigée.

**Tableau 4.14** Caractéristiques physico-chimiques du lixiviat initial issu du tas de compost de bois remédié et valeurs limites maximales permises de rejet dans le réseau d'égout sanitaire de la ville de Québec

Paramètres	Unités	Valeurs mesurées	Normes
pH		8,15	>6,0 et <9,5
POR	mV	180	-
DCO	mg/L	3 730 ± 150	-
DBO <sub>5</sub>	mg/L	1 100 ± 400	<500
MES	mg/L	469 ± 146	<600
As	mg/L	1,85 ± 0,07	<1
B	mg/L	0,43 ± 0,06	-
Ba	mg/L	0,33 ± 0,03	-
Ca	mg/L	358 ± 16	-
Cd	mg/L	0,11 ± 0,01	<2
Co	mg/L	0,08 ± 0,01	-
Cr	mg/L	1,86 ± 0,14	<5
Cu	mg/L	2,41 ± 0,14	<5
Fe	mg/L	23,0 ± 0,3	-
K	mg/L	759 ± 16	-
Mg	mg/L	47,3 ± 2,9	-
Na	mg/L	481 ± 14	-
Ni	mg/L	0,28 ± 0,06	<5
Zn	mg/L	3,46 ± 0,13	<10

Le tableau 4.14 présente également les concentrations en métaux et métalloïdes dans le lixiviat initial. Il est observé que seulement les teneurs en As dépassent la norme du rejet à l'égout. Le Cr et le Cu ont satisfait ces normes. La précipitation de l'As par formation d'arséniate ferrique est la stratégie proposée pour l'élimination de ce polluant inorganique (Janin et al., 2008, 2009c). L'utilisation de chlorure ferrique lors de l'étape de coagulation/floculation en aval du traitement biologique a donc été retenue pour réduire la teneur en As dans le lixiviat en dessous de la norme exigée pour le rejet à l'égout.

Suite à la caractérisation du lixiviat généré lors du compostage du bois remédié, il a été constaté que seulement les teneurs en As et en  $\text{DBO}_5$  dépassent les normes de rejet dans le réseau d'égout sanitaire de la ville de Québec. Un traitement biologique de type boues activées avec support de type garnissage plastique a été évalué pour dégrader la matière organique. Pour réduire les teneurs à des concentrations acceptables en As, une étape de coagulation/floculation chimique a été étudiée après le traitement biologique.

#### **4.2.2 Développement de la biomasse pour le traitement biologique**

Pour débiter le développement et l'acclimatation de la biomasse, 0,25 L d'inoculum a été ajouté à 5 L de lixiviat initial. L'acclimatation bactérienne a été effectuée sur le même lixiviat durant 46 jours consécutifs. La figure 4.18 illustre l'évolution temporelle de la teneur en  $\text{DCO}_5$  durant cette période.

Durant les premiers jours, une réduction de la  $\text{DCO}_5$  correspondant à la dégradation de la  $\text{DBO}_5$  a été constatée. La fraction résiduelle correspond à la fraction non biodégradable par les microorganismes.

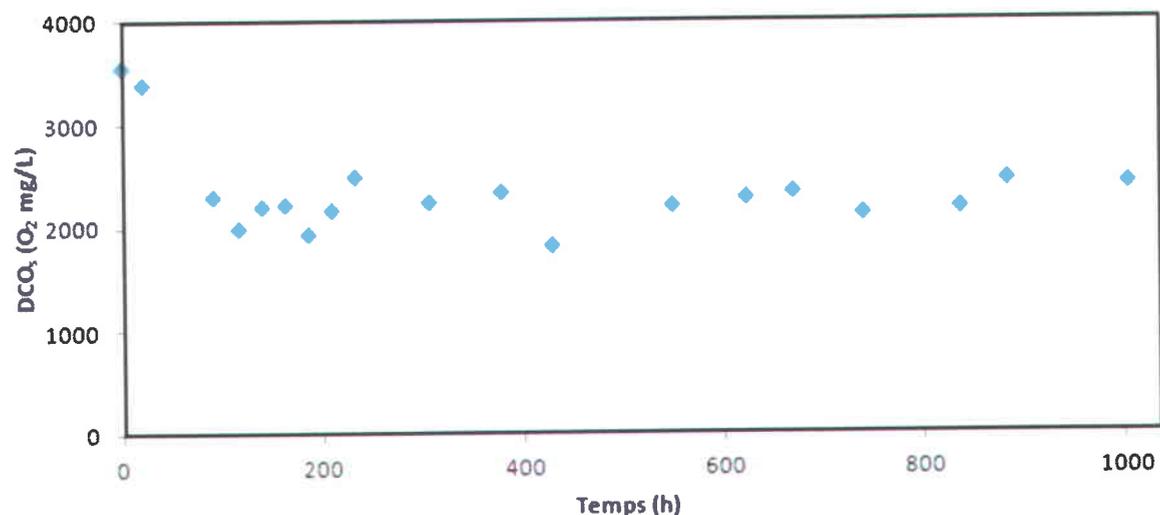


Figure 4.18 Évolution de la DCO<sub>5</sub> dans le lixiviat durant l'acclimatation bactérienne

#### 4.2.3 Traitement biologique en mode cuvée

La figure 4.19 présente l'évolution de la teneur en DCO<sub>5</sub> dans l'effluent du traitement biologique, sans coagulation, en utilisant différents apports initiaux d'inoculum, soit de 0, 10, 20, 30 et 40 (v/v %). Les résultats des différents réacteurs ont montré des cinétiques de dégradation de la matière organique très similaires.

En considérant une concentration initiale de 1 100 mg DBO<sub>5</sub>/L dans le lixiviat et une norme de rejet à l'égout fixée à 500 mg DBO<sub>5</sub>/L, une diminution de 600 mg DCO<sub>5</sub>/L devrait permettre d'atteindre la norme. Dans chaque réacteur, la DCO<sub>5</sub> a diminué d'environ 800 à 900 mg O<sub>2</sub>/L après 4 h de traitement.

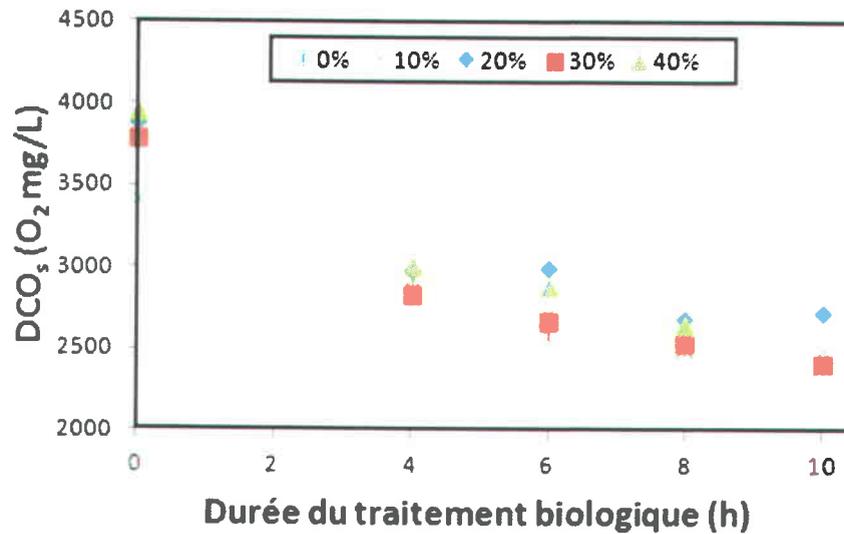


Figure 4.19 Évolution temporelle de la DCO<sub>5</sub> des effluents, sans coagulation, lors des essais de traitement biologique avec différents pourcentages d'inoculum

#### 4.2.4 Optimisation de la coagulation/floculation sur le lixiviat initial (sans coagulation)

L'étape d'optimisation de la coagulation réduit non seulement les concentrations en métaux mais aussi les teneurs en DBO<sub>5</sub>. Pour cette raison, une teneur supérieure en DBO<sub>5</sub> après le traitement biologique a été acceptée pour réduire le temps de séjour dans le réacteur biologique et, par conséquent, choisir un temps optimal de traitement biologique en fonction des conditions de coagulation.

#### 4.2.4.1 Comparaison $\text{FeCl}_3$ et $\text{FeSO}_4$

La capacité de précipitation de l'As à l'aide de  $\text{FeCl}_3$  et de  $\text{FeSO}_4$  a été étudiée en variant leur concentration de 0 à 2000 mg  $\text{Fe}^{3+}$ /L. Le  $\text{FeCl}_3$  a montré une capacité de précipitation plus rapide et efficace. De plus, la précipitation avec le  $\text{FeCl}_3$  produit des boues plus facilement séparables. Visuellement, la précipitation par le  $\text{FeSO}_4$  a généré une plus grande proportion de boues flottantes. De plus, l'aisance d'accessibilité et le faible coût du  $\text{FeCl}_3$  ont été des critères non négligeables pour son choix. Une baisse en pH est reliée à l'ajout de sel métallique. Pour le rejet à l'égout, le pH doit se situer entre 6,0 et 9,5. Une valeur de 176 mg Fe/L sous forme de  $\text{FeCl}_3$  a été choisie en considérant le changement de pH et la capacité de précipitation. Une baisse de la  $\text{DCO}_5$  a été observée lorsque la concentration en Fe- $\text{FeCl}_3$  est augmentée jusqu'à 660 mg/L. Par contre, dans ce cas, l'ajout du chlorure ferrique produit un pH de 2, qui est sous la norme acceptée du rejet dans le réseau d'égout de la ville de Québec.

#### 4.2.4.2 Tests de flocculants

Des tests visuels de précipitation ont été réalisés avec quatre différents flocculants (CAF, PHA, PHC-1 et PHC-2). Les expériences ont été réalisées avec 27 échantillons de 100 mL de lixiviat initial préalablement homogénéisés. Le tableau 4.15 présente les observations suite à la formation des boues dans le lixiviat à l'aide des quatre flocculants et de différentes concentrations en chlorure ferrique après 1 h de coagulation.

**Tableau 4.15 Comparaison visuelle (orientation (M=milieu et B=bas) et hauteur (cm)) des boues générées par différentes concentrations de FeCl<sub>3</sub> et de quatre polymères**

Polymères	Concentration (mg/L)	FeCl <sub>3</sub> (mg Fe/L)		
		0	22	220
PHC-1	1,0	-	-	B (3 cm)
	0,5	-	-	B (2 cm)
	0,25	-	-	M (1 cm)
PHC-2	1,0	-	-	-
	0,5	-	-	B (4 cm)
	0,25	-	-	B (2 cm)
CAF	1,0	M (1 cm)	B (1 cm)	M (5 cm)
	0,5	-	-	-
	0,25	-	-	-
PHA	1,0	B (5 cm)	B (1 cm)	B (2 cm)
	0,5	-	-	-
	0,25	-	-	-

Un floc se retrouvant au milieu de l'échantillon n'est pas désiré car, il est plus difficile à séparer de l'effluent. Le tableau 4.16 permet de constater que l'échantillon avec 1 mg CA/L et 220 mg Fe/L donnait un bon floc, mais celui-ci était en suspension au milieu de l'échantillon. Les deux flocculants retenus ont donc été le CAF et le PHA. Le tableau 4.16 compare la DCO<sub>5</sub> et les MES après une coagulation de 1 h avec différentes concentrations de CAF et de PHA en présence de 220 mg Fe/L.

**Tableau 4.16 Teneurs résiduelles en DCO<sub>5</sub> et en MES dans le lixiviat après une étape de coagulation/floculation de 1 h avec des concentrations variables de CA et PHA en présence de 220 mg Fe/L**

Concentration de polymère (mg/L)		MES (mg/L)	DCO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L)
PHA	CAF		
10	0	138	2 500
0	10	725	2 360
1	0	195	2 670
0	1	349	2 410

En observant le tableau 4.16, il est possible de constater que le PHA et le CAF ont des DCO<sub>5</sub> très similaires. Par contre, la séparation des boues et la réduction des MES a été plus efficace avec le PHA. La différence en DCO<sub>5</sub> et en MES entre 1 et 10 mg/L de PHA n'a pas été considérable. Il a donc été conclu qu'une concentration finale en PHA de 1 mg/L était suffisante pour atteindre les normes de rejet dans le réseau d'égout.

#### 4.2.4.3 Optimisation du temps de décantation

La décantation a été observée au temps 0, 30, 60, 90 et 120 min après le traitement de coagulation/floculation. Pour ce faire, le PHA et le FeCl<sub>3</sub> ont été ajoutés au lixiviat initial, brassés avec cinq inversions et transvidés dans un cône Imhoff de 1 L. Il a été visuellement observé que la séparation des floccs de boues se produit majoritairement dans les trente premières minutes. Un temps optimal de décantation de 30 min a été sélectionné en fonction de ces expériences.

#### 4.2.4.4 Conditions optimales de la coagulation/floculation

Le tableau 4.17 permet de résumer les conditions optimales de coagulation/floculation sur le lixiviat initial. Cependant, l'étape de coagulation/floculation est incapable de réduire les teneurs en DBO<sub>5</sub> du lixiviat initial à des valeurs inférieures aux normes du rejet à l'égout. Un traitement biologique est donc toujours nécessaire pour réduire la concentration en DBO<sub>5</sub> davantage.

**Tableau 4.17 Paramètres optimaux de la coagulation/floculation du lixiviat initial**

Paramètres	Coagulation/floculation	
	Unités	Valeurs
PHA	mg/L	1
FeCl <sub>3</sub>	mg Fe/L	176
Temps de coagulation	min	30
Brassage	inversions	5

#### 4.2.4.5 Coagulation/floculation sans traitement biologique

Des expériences de coagulation/floculation sans traitement biologique ont été effectuées avec les conditions optimales de coagulation illustrées au tableau 4.17. Le tableau 4.18 montre une valeur moyenne mesurée de 927 mg O<sub>2</sub>/L. Cette observation correspond à une réduction d'environ 170 mg O<sub>2</sub>/L en DBO<sub>5</sub> par rapport à la valeur initiale. Un traitement biologique est donc nécessaire pour atteindre la norme de DBO<sub>5</sub>. Le traitement biologique avec les conditions optimales de coagulation/floculation a donc été étudié.

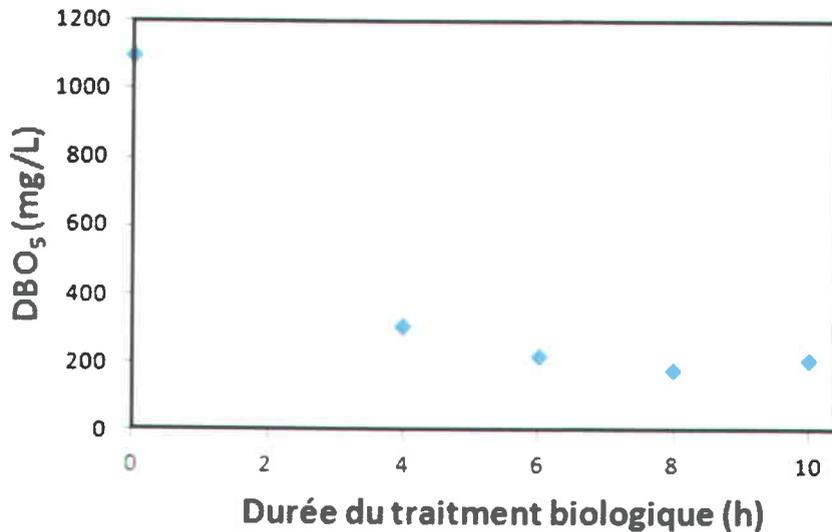
**Tableau 4.18 Teneurs résiduelles moyennes en DBO<sub>5</sub> dans le lixiviat après coagulation/floculation et sans traitement biologique**

Échantillon	DBO <sub>5</sub>		
	Paramètres	Unités	Valeurs mesurées
Lixiviat initial (n=3)	Moyenne	mg O <sub>2</sub> /L	927
	Écart-type	mg O <sub>2</sub> /L	47
	C.V.	%	5

#### 4.2.4.6 Détermination du temps de traitement biologique optimal

Après détermination du pourcentage optimal d'inoculum pour le traitement biologique et des conditions optimales de la coagulation/floculation, le temps de séjour du traitement biologique a été déterminé. La figure 4.20 présente l'évolution de la DBO<sub>5</sub> observée après traitement biologique avec 10% d'inoculum et coagulation/floculation de 30 min avec 1 mg PHA/L et 176 mg Fe/L.

Un temps de séjour de 4 h a été sélectionné comme étant la durée optimale du traitement biologique en mode cuvée.



**Figure 4.20** Évolution de la DBO<sub>5</sub> en fonction du temps de traitement biologique en mode cuvée (inoculum 10% v/v), suivi d'une coagulation/floculation de 30 min en conditions optimales (1 mg PHA/L, 176 mg Fe/L)

#### 4.2.4.7 Indice de volume des boues

Un IVB inférieur à 150 mL/g est généralement visé dans la littérature lors du traitement des eaux usées municipales par un système conventionnel de boues activées (Jenkins et al., 2004). L'IVB a été mesuré après 8 h de traitement biologique. Une valeur de 943 mL/g a été mesurée. L'IVB obtenu est donc beaucoup plus élevé que la valeur préconisée dans la littérature. Cette valeur élevée pourrait être causée par la faible teneur en MES (265 mg/L) ou par la teneur en boues (250 mL/L). La faible teneur en MES pourrait être expliquée par la fixation des boues à l'intérieur des supports de plastique. Vu que les supports ne sont pas prélevés durant les mesures des MES, la masse prise dans les supports n'est donc pas considérée.

#### 4.2.4.8 Conditions optimales du traitement en mode cuvée

Les conditions optimales du procédé ont été définies au terme de ces expériences. Le traitement biologique avec un pourcentage d'inoculum de 10% a été sélectionné. Le traitement biologique est aéré durant 4 h avant de subir la décantation. Après réaction, le lixiviat a été retiré du réacteur et transvidé dans un cône Imhoff. Le flocculant PHA et le fer ferrique ont été ajoutés à des concentrations finales de 1 et 176 mg/L, respectivement. Le mélange a été homogénéisé avec cinq inversions et la décantation a eu lieu durant 30 min. Après la décantation, le lixiviat final atteint toutes les normes du rejet à l'égout.

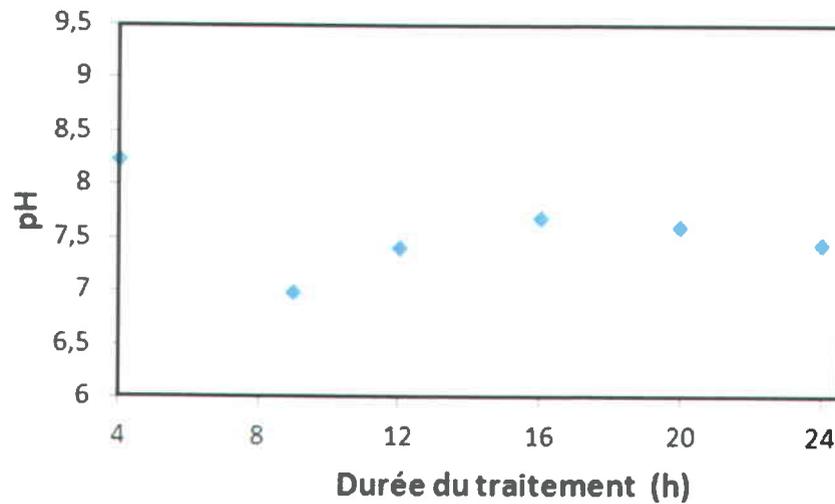
#### 4.2.5 Traitement biologique en mode continu

Après optimisation du traitement en mode cuvée, le système a été opéré en mode d'alimentation continu. L'expérience a été réalisée sur 24 h. Le débit a été réglé à 1 L/h. Les TRH du réacteur biologique, de la cellule d'agitation (coagulation/floculation) et du décanteur ont été réglés à 4 h, 1 min et 1 h, respectivement. Des concentrations de 176 mg Fe/L de  $\text{FeCl}_3$  et 1 mg PHA/L ont été maintenues pour l'étape de coagulation/floculation. Le pH, le POR, les MES, la  $\text{DCO}_5$  et la  $\text{DBO}_5$  ont été mesurés durant l'expérience.

##### 4.2.5.1 pH

Le pH a été mesuré après l'étape de décantation aux temps 4, 9, 12, 16, 20 et 24 h. La figure 4.21 démontre les valeurs obtenues au courant de l'expérience. Une tendance vers la

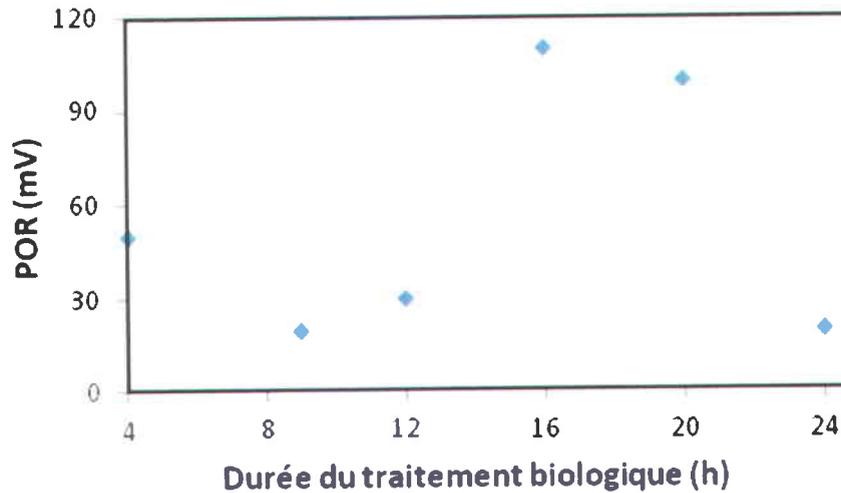
stabilité du pH est visible à partir de la seizième heure de traitement biologique. Le pH a satisfait les normes du rejet à l'égout tout au long de l'expérience.



**Figure 4.21** Évolution du pH de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales

#### 4.2.5.2 Potentiel d'oxydo-réduction

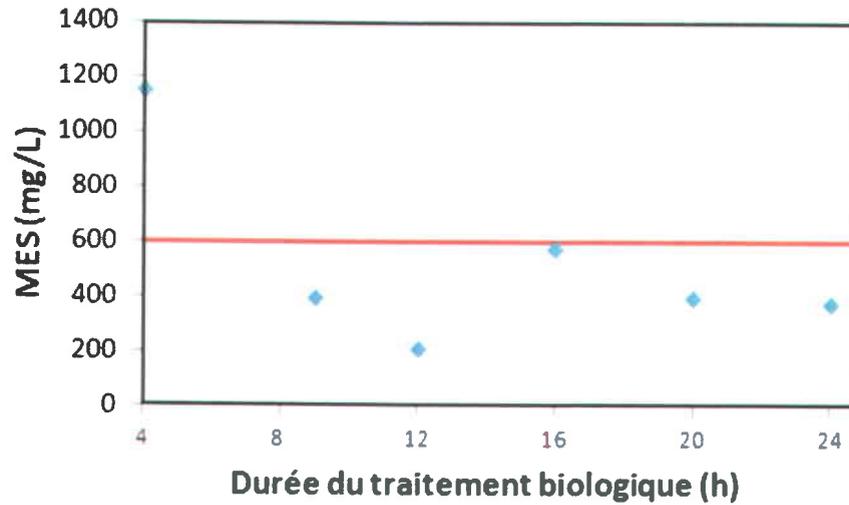
Les mesures du POR montrées à la figure 4.22 sont très variables. La stabilité ne semble pas avoir été atteinte durant les six temps de séjour de l'expérience.



**Figure 4.22** Évolution du POR de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales

#### 4.2.5.3 Matières en suspension

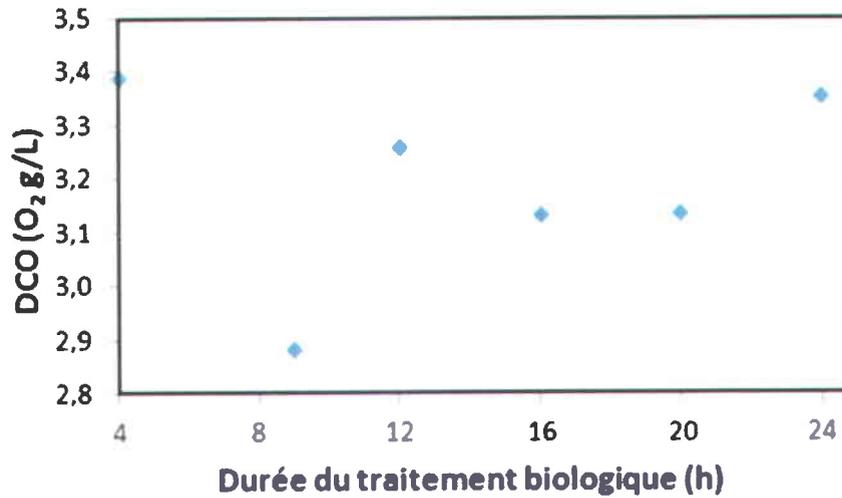
L'évolution des teneurs en MES dans l'effluent final est présentée à la figure 4.23. La ligne rouge représente la limite du rejet à l'égout. Après deux temps de séjour, il est possible d'observer une tendance vers la stabilité. Après 9 h de traitement, les teneurs en MES demeurent sous la norme de 600 mg/L.



**Figure 4.23** Évolution des MES de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales (valeur maximale acceptée par la ville de Québec est établie à 600 mg/L)

#### 4.2.5.4 DCO<sub>s</sub>

La DCO<sub>s</sub> de l'effluent final a été suivi durant tout le traitement en continu. La figure 4.24 démontre les résultats obtenus. Six temps de séjour ne semblent pas avoir été suffisants pour atteindre la stabilité.

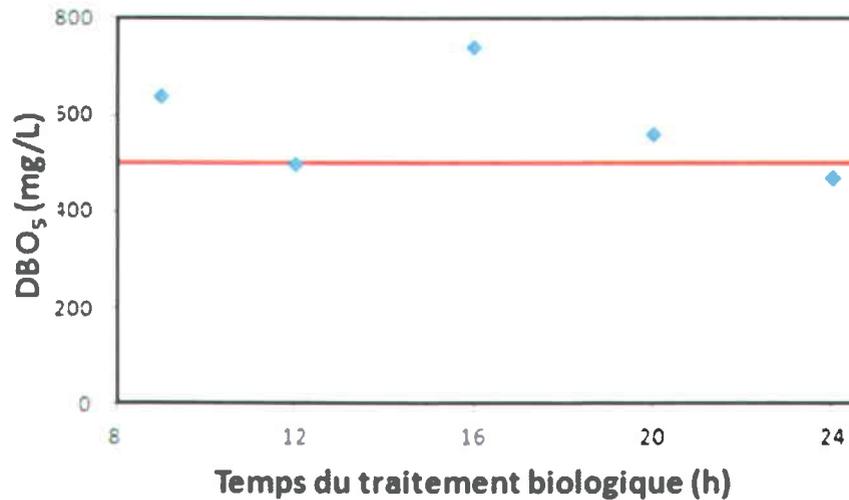


**Figure 4.24** Évolution de la DCO<sub>5</sub> de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales

#### 4.2.5.5 DBO<sub>5</sub>

Les mesures de DBO<sub>5</sub> sont indiquées à la figure 4.25. Une instabilité du système semble se dessiner dans les premiers temps de séjour. Par la suite, au temps 16 h, les mesures semblent indiquer une stabilisation graduelle. Ce point pourrait être vérifié en faisant une expérience plus longue. Un TRH plus élevé, de l'ordre de 4,5 h, serait sans doute préférable pour s'assurer de toujours respecter la norme de DBO<sub>5</sub>.

De plus, la floculation n'élimine pas tout les MES. Une teneur en MES pourrait amener des dépassements de DBO<sub>5</sub>. Une filtration physique après la floculation pourrait remédier à cette situation.



**Figure 4.25** Évolution temporelle de la DBO<sub>5</sub> de l'effluent final provenant du traitement biologique en mode continu et de la coagulation/floculation opérés dans les conditions optimales (valeur maximale acceptée par la ville de Québec est établie à 500 mg O<sub>2</sub>/L)

#### 4.2.5.6 Indice de volume des boues

L'IVB a été mesuré après le décanteur après 24 h de traitement biologique. Un IVB inférieur à 150 mL/g est généralement visé dans la littérature (Jenkins et al., 2004). Une valeur de 345 mL/g a été obtenue. La valeur obtenue est plus élevée que la valeur recherchée dans la littérature. Les MES obtenus étaient de 580 mg/L. La teneur élevée pourrait être causée par la teneur en boues mesurée (200 mL/L).

## 5 CONCLUSIONS

Ce projet de recherche a permis l'atteinte de plusieurs objectifs;

- Caractériser les différents intrants utilisés pour le compostage des déchets de bois traité. Cette caractérisation a permis de sélectionner les quantités appropriées de chaque intrant pour obtenir le rapport C/N visé du compost initial. Deuxièmement, les expériences de compostage ont été réalisées à l'aide de trois composteurs. Les composteurs de 1 m<sup>3</sup> ont été aérés par une aération passive, agités manuellement et étaient surélevés pour recueillir les lixiviats générés. L'humidité a été maintenue entre 40 et 60% tout au long de la phase de compostage. Chaque compost contenait la même masse sèche d'inoculum, de déchets de table et de bois. Ce qui les différenciait les uns des autres était la nature du bois. Les composts C-1, C-2 et C-3 étaient à base de bois remédié, non-contaminé et contaminé, respectivement. Durant la phase de compostage, les composts et les lixiviats générés ont été analysés. Les lixiviats ont été conservés pour être traités ultérieurement.
- Le compost C-1 a produit un compost de qualité **B**, le compost C-2 a produit un compost de qualité **AA** et le compost C-3 n'a pas produit un compost de qualité acceptable.
- Cette expérience a démontré qu'il est possible de produire un compost commercialisable à l'aide de déchets de bois traité remédié combiné à des déchets de table.
- Il est possible de traiter le lixiviat issu du compost de bois remédié et généré au courant de la phase de compostage. Les teneurs en As et en DBO<sub>5</sub> dépassaient les normes du

rejet à l'égout de la ville de Québec. Pour atteindre les normes exigées, une filière de traitement comprenant un réacteur biologique de type boues activées avec support à garnissage plastique suivi d'une étape de coagulation/floculation chimique a été mise sur pied. Le traitement biologique du lixiviat a d'abord été optimisé en mode cuvée, puis en mode continu. Il a été déterminé que le lixiviat traité atteint les normes du rejet à l'égout entre 4 h et 4,5 h de traitement biologique, suivi d'une étape de coagulation avec 176 mg Fe/L sous forme de  $\text{FeCl}_3$  et de floculation avec 1 mg de polymère PHA par litre, et finalisé par une étape de décantation de 30 min.

## 6 RECOMMANDATIONS

Ce projet démontre qu'il est possible de produire un compost de qualité **B** (CCME, 2005) en utilisant les déchets de bois traité à l'ACC remédié et les déchets de table de la ville de Québec.

Par contre, pour des travaux futurs il serait intéressant de :

- Utiliser du bois aillant une taille située entre 5 et 12 mm. De cette façon, les copeaux de bois auraient moins tendance à s'intégrer dans le compost final et, par conséquent, moins tendance à influencer la teneur finale en métaux dans le compost.
- Effectuer une meilleure décontamination du bois. Un intrant de bois moins contaminé avant l'étape de compostage pourrait réduire les teneurs en As et en Cr du compost final.
- Tester l'utilisation de filtre sur sable à la sortie de l'effluent final pour empêcher les boues produites de sortir du système et, ainsi, faciliter leur séparation de l'effluent final.



## 7 BIBLIOGRAPHIE

- Agibert S.A.C., M.B. Moreira, S.M. Ratusznei, J.A. Rodrigues, M. Zaiat et E. Foresti (2007). Influence of temperature on performance of an anaerobic sequencing biofilm batch reactor with circulation applied to treatment of low-strength wastewater. *Appl. Biochem. Biotechnol.* 136(2): 193-206.
- American Wood Preservers' Association (1999). *American wood preservers' association book of standards*. Granbury, TX, États-Unis.
- APHA, AWWA et WPCF (1999). *Standards methods for examination of water and wastewaters*. 20<sup>ième</sup> Édition. American Public Health Association, American Water Works Association et Water Pollution Control Federation, Washington, DC, États-Unis.
- Bakry, M., M. S. Lamhamedi, J Caron, H Margolis, A. Z. El Abidine, M. Bellaka et D. C. Stowe (2012). Are composts from shredded leafy branches of fast-growing forest species suitable as nursery growing media in arid regions? *New Forests* 43(3): 267-286.
- Barrington S., D. Choinière, M. Trigui et W. Knight (2002). Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technol.* 83(3): 189-194.
- Blais J.F. (2012). *Assainissement des eaux usées*. Notes de cours Eau 454, INRS-ETE, Université du Québec, Québec, QC, Canada, 714 p.
- BNQ (2005) *Norme nationale du Canada CAN/BNQ 0413-200/2005. Amendements organiques – composts*. Bureau de normalisation du Québec et Conseil canadien des normes, Sainte-Foy, QC, Canada, 27 p.
- Boutin E., J.F. Blais, G. Mercier, P. Drogui et M. Chartier (2010) Valorisation de coproduits de l'industrie agro-alimentaire par production de compost de haute qualité. *Can. J. Civil Eng.* 37(1): 156-166.
- Brinton W.F., E. Evans, M.L. Droffner et R.B. Brinton (1995). Standardized test for evaluation of compost self-heating. *Biocycle* 36(11): 64-69.
- Cáceres R., X. Flotats et O. Marfà (2006). Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Manag.* 26(10): 1081-1091.
- Cao X. et L.Q. Ma (2004). Effects of compost and phosphate on plant arsenic accumulation from soils near pressure-treated wood. *Environ. Pollut.* 132(3): 435-442.
- CCME (2005). *Lignes directrices pour la qualité du compost*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Chang C.N., H.R. Chen, C.H. Huang et A. Chao (2000). Using sequencing batch biofilm reactor (SBBR) to treat ABS wastewater. *Water Sci. Technol.* 41(4-5): 433-440.
- Chang J.I. et Y.J. Chen (2010). Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technol.* 101(15): 5917-5924.

- Chen, C. J., C. W. Chen, Wu M. M. et Kuo T. L. (1992). Cancer potential in liver, lung, bladder and kidney due to ingested inorganic arsenic in drinking-water. *British Journal of Cancer*. 66(5): 888-892.
- Chen C.J., S.L. Wang, J.M. Chiou, C.H. Tseng, H.Y. Chiou, Y.M. Hsueh, S.Y. Chen, M.M Wu et M.S. Lai (2007). Arsenic and diabetes and hypertension in human populations: A review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 222(3): 298-304.
- Chen, C. L., H. Y. Chiou, Hus L. I., Hsueh Y. M., Wu M. M. et Chen C. J. (2010). Ingested arsenic, characteristics of well water consumption and risk of different histological types of lung cancer in northeastern Taiwan. *Environmental Research* 110(5): 455-462.
- Chou W.L., C.T. Wang et S.Y. Chang (2009). Study of COD and turbidity removal from real oxide-CMP wastewater by iron electrocoagulation and the evaluation of specific energy consumption. *J. Hazard. Mater.* 168(2-3): 1200-1207.
- Cieslak-Golonka M. (1996). Toxic and mutagenic effects of chromium (VI). A review. *Polyhedron*. 15(21): 3667-3689.
- Cooper P.A. (2003). A review of issues and technical options for managing spent CCA treated wood. American Wood Protection Agency Annual Meeting, April 3, 2003, Boston, Massachusetts, États-Unis.
- Coudert L., A. Janin, F. Zaviska, J.F. Blais, G. Mercier, P. Cooper et L. Gastonguay (2011). Optimisation of copper removal from ACQ-, CA- and MCQ-treated wood using an experimental design methodology. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* (soumis le 22 décembre 2011).
- Cronje A., C. Turner, A. Williams, A. Barker et S. Guy (2003). Composting under controlled conditions. *Environ. Technol.* 24(10): 1221-1234.
- Ding D.H., C.P. Feng, Y. Jin, C. Hao, Y. Zhao et T. Suemura (2011). Domestic sewage treatment in a sequencing batch biofilm reactor (SBBR) with an intelligent controlling system. *Desalination* 276(1-3): 260-265.
- Dollerer J. et P.A. Wilderer (1996). Biological treatment of leachates from hazardous waste landfills using SBBR technology. *Water Sci. Technol.* 34(7-8): 437-444.
- Dubey B., E. Spalvins, T.G. Townsend et H. Solo-Gabriele (2009). Comparison of metals leaching from CCA- and ACQ-treated wood in simulated construction and demolition debris landfills. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* 135(10): 910-917.
- Duker A.A., E.J.M. Carranza et M. Hale (2005). Arsenic geochemistry and health. *Environment Int.* 31(5): 631-641.
- Dulkadiroglu H., E.U. Cokgor, N. Artan et D. Orphon (2005). The effect of temperature and sludge age on COD removal and nitrification in a moving bed sequencing batch biofilm reactor. *Water Sci. Technol.* 51(11): 95-103.
- Elmolla E.S. et M. Chaudhuri (2011a). Combined photo-Fenton-SBR process for antibiotic wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.* 192(3): 1418-1426.

- Elmolla E.S. et M. Chaudhuri (2011b). The feasibility of using combined TiO<sub>2</sub> photocatalysis-SBR process for antibiotic wastewater treatment. *Desalination* 272(1-3): 218-224.
- Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Liste des substances d'intérêts prioritaires - Rapport d'évaluation - Le chrome et ses composés*. Site Web: [www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/lcip1\\_chrome.cfm](http://www.ec.gc.ca/substances/ese/fre/pesip/lcip1_chrome.cfm).
- Environnement Canada (2001). *Summary of the results of Environment Canada's assessment 2000 program for the Canadian Wood Preservation Industry – Rapport final*. Site Web: [www.ec.gc.ca/toxics/wood-bois/pubs/assessmentsection1\\_e.html](http://www.ec.gc.ca/toxics/wood-bois/pubs/assessmentsection1_e.html).
- Epstein E. (1997). *The science of composting*. Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster, PA, États-Unis.
- Gao M., F. Liang, A. Yu, B. Li et L. Yang (2010). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere* 78(5): 614-619.
- Gezer E.D. et P.A. Cooper (2009). Factors affecting sodium hypochlorite extraction of CCA from treated wood. *Waste Manag.* 29(12): 3009-3013.
- Goyal S., S.K. Dhull et K.K. Kapoor (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technol.* 96(14): 1584-1591.
- Helsen L. et E. Van den Bulck (2005). Review of disposal technologies for chromated copper arsenate (CCA) treated wood waste, with detailed analyses of thermochemical conversion processes. *Environ. Pollut.* 134(2): 301-314.
- Hu L.X. et Y.L. Liu (2002). Treatment of wastewater with modified sequencing batch biofilm reactor technology. *J. Shanghai Univ.* (version anglaise) 6(3): 248-254.
- Iannotti D.A., M.E. Grebus, B.L. Toth, L.V. Madden et H.A.J. Hoitink (1994). Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. *J. Environ. Qual.* 23(6): 1177-1183.
- Jambeck J., K. Weitz, H. Solo-Gabriele, T. Townsend et S. Thorneloe (2007). CCA-Treated wood disposed in landfills and life-cycle trade-offs with waste-to-energy and MSW landfill disposal. *Waste Manag.* 27(8): S21-S28.
- Jang J., D., J.P. Barford, Lindawati et R. Renneberg (2004). Application of biochemical oxygen demand (BOD) biosensor for optimization of biological carbon and nitrogen removal from synthetic wastewater in a sequencing batch reactor system. *Biosensors Bioelectronics* 19(8): 805-812.
- Janin A., J.F. Blais, G. Mercier et P. Drogui (2008). Process for decontamination of chromated copper arsenate treated wood. Demande formelle de brevet au Canada, No. 2.628.642, 8 avril 2009.

- Janin A. 2009. Développement d'un procédé chimique de décontamination de bois usagé traité à l'arséniate de cuivre chromaté. Thèse Ph. D., Institut national de la recherche scientifique (INRS-ÉITÉ), Québec, QC.
- Janin A., J.F. Blais, G. Mercier et P. Drogui (2009a). Optimization of a chemical leaching process for dcontamination of CCA-treated wood. *J. Hazard. Mater.* 169: 136-145.
- Janin A., J.F. Blais, G. Mercier et P. Drogui (2009b). Selective recovery of metals in leachate from chromated copper arsenate treated wood using ion exchange resins and chemical precipitation. *J. Hazard. Mater.* 169: 1099-1105.
- Janin A., J.F. Blais, P. Drogui, F. Zaviska et G. Mercier (2009c). Selective recovery of metals in leachate from chromated copper arsenate wastes using electrochemical technology and chemical precipitation. *Hydrometallurgy* 96: 318-326.
- Janin A., J.F. Blais, G. Mercier, P. Drogui et K. Heipua (2012a). CCA-treated wood waste remediation process optimization with successive recirculation loops study. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* 138(2): 200-207.
- Janin A., J.F. Blais, G. Mercier, P. Drogui et H. Kervella (2011a) CCA treated wood waste remediation process optimization with successive re-circulation loops study. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* (doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000474).
- Janin A., L. Coudert, J.F. Blais, G. Mercier, P. Cooper, L. Gastonguay et P. Morris (2012b). Design and performance of a pilot-scale equipment for CCA-treated wood remediation. *Sep. Purif. Technol.* 85: 90-95.
- Janin A., L. Coudert, P. Riche, G. Mercier, P. Cooper et J.F. Blais (2011b). Application of a CCA-treated wood waste decontamination process to other copper-based preservative-treated wood after disposal. *J. Hazard. Mater.* 186: 1880-1887.
- Janin A., P. Riche, J.F. Blais, G. Mercier, P. Cooper et P. Morris (2011c). Counter-current acid leaching process of copper azole treated wood waste. *Environ. Technol.* (accepté le 12 janvier 2012).
- Jenkins D., M. Richards et G. Daigger (2004). Applications and results of microscopic examination of activated sludge. Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems. 3<sup>ième</sup> Édition. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, États-Unis, 224 p.
- Jin Y., D. Ding, C. Feng, S. Tong, T. Suemura et F. Zhang (2012). Performance of sequencing batch biofilm reactors with different control systems in treating synthetic municipal wastewater. *Bioresource Technol.* 104: 12-18.
- Kakitani T., T. Hata, T. Kajimoto, H. Koyanaka et Y. Imamura (2009). Characteristics of a bioxalate chelating extraction process for removal of chromium, copper and arsenic from treated wood. *J. Environ. Manag.* 90(5): 1918-1923.
- Kamchanawong S. et C. Veerakajohnsak (2010). Arsenic, chromium, and copper leaching from CCA-treated wood and their potential impacts on landfill leachate in a tropical country. *Environ. Technol.* 31(4): 381-394.

- Khalil, A. I., M. S. Hassouna, El-Ashqar H. M. A. et Fawzi M. (2011). Changes in physical, chemical and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*. 27(10): 2359-2369.
- Kim H., Y. C. Jang et T. Townsend (2011). The behavior and long-term fate of metals in simulated landfill bioreactors under aerobic and anaerobic conditions. *J. Hazard. Mater.* 194: 369-377.
- Klejment E. et M. Rosinski (2008). Testing of thermal properties of compost from municipal waste with a view to using it as a renewable, low temperature heat source. *Bioresource Technol.* 99(18): 8850-8855.
- Komilis D.P. et I.S. Tziouvaras (2009). A statistical analysis to assess the maturity and stability of six composts. *Waste Manag.* 29(5): 1504-1513.
- Komilis D., I. Kontou et S. Ntougias (2011). A modified static respiration assay and its relationship with an enzymatic test to assess compost stability and maturity. *Bioresource Technol.* 102(10): 5863-5872.
- Kotas J. et Z. Stasicka (2000). Chromium occurrence in the environment and methods of its speciation. *Environ. Pollut.* 107(3): 263-283.
- Kumar M., Y.L. Ou et J.G. Lin (2010). Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Manag.* 30(4): 602-609.
- Kurola J.M., M. Arnold , M.H. Kontro, M. Talves et M. Monantschuk (2011). Wood ash for application in municipal biowaste composting. *Bioresource Technol.* 102(8): 5214-5220.
- Lasaridi K.E. et E.I. Stentiford (1998). A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Res.* 32(12): 3717-3723.
- Li J.S., Z.W. Zhao et J. Zuo (2011). The aeration time influence on the brewery wastewater treatment in SBR. *Environmental Biotechnology and Materials Engineering*, 26-28 mars, 2011, Harbin Univ Commerce, Harbin, Chine.
- Lida, K., J. Pierman, T. Tolaymat, T. Townsend et C.Y. Wu (2004). Control of chromated copper arsenate wood incineration air emissions and ash leaching using sorbent technology. *Journal of Environmental Engineering-Asce.* 130(2): 184-192.
- Lin L.D., Y.F. Chen, S.Y. Wang et M.J. Tsai (2009). Leachability, metal corrosion, and termite resistance of wood treated with copper-based preservative. *Int. Biodeter. Biodegrad.* 63(4): 533-538.
- Lundholm K., J.M. Rogers, B.S. Haynes, D. Bostrom et A. Nordin (2008). Fate of Cu, Cr, and As during the combustion stages of CCA-treated wood fuel particles. *Energy Fuels* 22(3): 1589-1597.
- Matos M., C. Alves, J.L. Campos, A.G. Brito et R. Nogueira (2011). Sequencing batch biofilm reactor: from support design to reactor operation. *Environ. Technol.* 32(10): 1121-1129.
- Matos R.C., C. Vieira, S. Morais, M.L. Pereira et L. Pedrosa (2010). Toxicity of chromated copper arsenate: A study in mice. *Environ. Res.* 110(5): 424-427.

- Matsuura H., T. Matsumoto et F. Tsukihashi (2009). Behavior of heavy metals during incineration of CCA treated wood waste. *J. Iron Steel Res. Int.* 16: 437-439.
- McQueen J. et J. Stevens (1998). Disposal of CCA-treated wood. *Forest Prod. J.* 48(11-12): 86-90.
- MDDEP (2012). *Lignes directrices pour l'encadrement des activités de compostage*. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des Matières Résiduelles et des Lieux Contaminés. Québec, QC, Canada.
- Mielke H.W., C.R. Gonzales, E. Cahn, J. Brumfield, E.T. Powell et P.W. Mielke (2010). Soil arsenic surveys of New Orleans: localized hazards in children's play areas. *Environ. Geochem. Health* 32(5): 431-440.
- Moghaddam A.H. et C.N. Mulligan (2008). Leaching of heavy metals from chromated copper arsenate (CCA) treated wood after disposal. *Waste Manag.* 28(3): 628-637.
- Mohajer A., A. Trémier, S. Barrington, J. Martinez, C. Teglia et M. Carone (2009). Microbial oxygen uptake in sludge as influenced by compost physical parameters. *Waste Manag.* 29(8): 2257-2264.
- Mohan S.V., N.C. Rao et P.N. Sarma (2007). Low-biodegradable composite chemical wastewater treatment by biofilm configured sequencing batch reactor (SBBR). *J. Hazard. Mater.* 144(1-2): 108-117.
- Mojsilovic O., R.G. McLaren et L.M. Condrón (2011). Modelling arsenic toxicity in wheat: Simultaneous application of diffusive gradients in thin films to arsenic and phosphorus in soil. *Environ. Pollut.* 159(10): 2996-3002.
- Monson C.C. et A. Murugappan (2010). Developing optimal combination of bulking agents in an in-vessel composting of vegetable waste. *E-J. Chem.* 7(1): 93-100.
- Mulligan C.N. (2002) *Environmental biotreatment: technologies for air, water, soil, and waste*. Government Institutes, Rockville, MD, États-Unis, 395 p.
- Mustin M. (1987) *Le compost: gestion de la matière organique*. Editions Francois Dubusc, Paris, France, 954 p.
- Nagajyoti P.C., K.D. Lee et T.V.M. Srekanth (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ. Chem. Lett.* 8(3): 199-216.
- Nejad M. et P. Cooper (2011). Exterior wood coatings. Part-1: Performance of semitransparent stains on preservative-treated wood. *J. Coatings Technol. Res.* 8(4): 449-458.
- Pedersen A.J., I.V. Kristensen, L.M. Ottosen, A.B. Bibeiro et A. Villumsen (2005). Electrodialytic remediation of CCA-treated waste wood in pilot scale. *Eng. Geol.* 77(3-4): 331-338.
- Penteado T.Z., R.S.S. Santana, A.L.B. Dibiasi, S.C. de Pinho et R. Ribeiro (2011). Effect of agitation on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor in the treatment of dairy effluents. *Water Sci. Technol.* 63(5): 995-1003.
- Ponsa S., T. Gea, L. Alerm, J. Cerezo et A. Sanchez (2008). Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. *Waste Manag.* 28(12): 2735-2742.

- Puertollano, M. A., E. Puertollano, de Cienfuegos G. A. et de Pablo M. A. (2011). Dietary Antioxidants: Immunity and Host Defense. *Current Topics in Medicinal Chemistry*. 11(14): 1752-1766.
- Raj D. et R. S. Antil (2011). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource Technol.* 102(3): 2868-2873.
- Recyc-Québec (2002). *Analyse des éléments principaux entourant la création d'un environnement favorable à l'accélération du développement de l'industrie du recyclage au Québec, Volet 1, L'enfouissement au Québec*. Gouvernement du Québec, Québec, QC, Canada, 34 p.
- Ren, X., C. M. McHale, Skibola C. F., Smith A. H., Cmith M. T. et Zhang L. (2011). An Emerging Role for Epigenetic Dysregulation in Arsenic Toxicity and Carcinogenesis. *Environmental Health Perspectives* 119(1): 11-19.
- Rogers J.M., M. Stewart, J.G. Petrie et B.S. Haynes (2007). Depoartment and management of metals produced during combustion of CCA-treated timbers. *J. Hazard. Mater.* 139(3): 500-505.
- Roy D.N., G. Sen, K.D. Chowdhury et T. Biswas (2011). Combination therapy with andrographolide and d-penicillamine enhanced therapeutic advantage over monotherapy with d-penicillamine in attenuating fibrogenic response and cell death in the periportal zone of liver in rats during copper toxicosis. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 250(1): 54-68.
- Rynk R. (2000a). Contained composting systems review. *Biocycle* 41(3): 30-36.
- Rynk R. (2000b). Large-scale contained composting systems. *Biocycle* 41(4): 67-72.
- Saha, R., R. Nandi et Saha B. (2011). Sources and toxicity of hexavalent chromium. *Journal of Coordination Chemistry*. 64(10): 1782-1806.
- Sarti A., A.J. Silva, M. Zaiat et E. Foresti (2011). Full-scale anaerobic sequencing batch biofilm reactor for sulfate-rich wastewater treatment. *Desalination Water Treatment* 25(1-3): 13-19.
- Sauvesty A. et M. Tabi (1995). *Le compostage au Québec*. Consortium sur le développement du compostage au Québec, Québec, QC, Canada, 76 p.
- Saxe J.K., E.J. Wannamaker, S.W. Conklin, T.F. Shupe et B.D. Beck (2007). Evaluating landfill disposal of chromated copper arsenate (CCA) treated wood and potential effects on groundwater: Evidence from Florida. *Chemosphere* 66(3): 496-504.
- Schuchardt F. (2005). Composting of organic waste. Dans: *Environmental biotechnology; concepts and applications*. H.J.E.W. Jördening et J. Weinheim (Éditeurs), WILEY-VCH Verlag GmbH & Co, Allemagne, pp. 333-354.
- Seesuriyachan P., A. Kuntiya, K. Sasaki et C. Techapun (2009). Biocoagulation of dairy wastewater by *Lactobacillus casei* TISTR 1500 for protein recovery using micro-aerobic sequencing batch reactor (micro-aerobic SBR). *Proc. Biochem.* 44(4): 406-411.

- Shammas N.K. et L.K. Wang (2007) Biosolids composting. Dans: *Handbook of environmental engineering*. Wang L.K. (Éditeur), Humana Press, New York, NY, États-Unis, pp. 645-687.
- Shane E.M., M.I. Endres, M.P. Russelle, C.J. Rosen et D.G. Johnson (2011). Compost: a potential value-added product for dairy operations? *Appl. Eng. Agric.* 27(2): 225-233.
- Sharma V., V.C. Srivastava, J.P. Kushwaha et I.D. Mall (2010). Studies on biodegradation of resorcinol in sequential batch reactor. *Int. Biodeter. Biodegrad.* 64(8): 764-768.
- Shrivastava R., R.K. Upreti, P.K. Seth et U.C. Chaturvedi (2002). Effects of chromium on the immune system. *FEMS Immunol. Medical Microbiol.* 34(1): 1-7.
- Solo-Gabriele H. et T. Townsend (1999). Disposal practices and management alternatives for CCA-treated wood waste. *Waste Manag. Res.* 17(5): 378-389.
- Sonti K. et D. Dehra (1938). Wood preservative composition. Brevet US No. 2,106,978.
- Sunderman F.W. (2001). Review: nasal toxicity, carcinogenicity, and olfactory uptake of metals. *Ann. Clin. Lab. Sci.* 31(1): 3-24.
- Townsend T., T. Tolaymat, H. Solo-Gabriele B. Dubey, K. Stook et L. Wadanambi (2004). Leaching of CCA-treated wood: implications for waste disposal. *J. Hazard. Mater.* 114(1-3): 75-91.
- Tubail K., L. Chen, F.C. Michel, H.M. Keener, J.F. Rigot, M. Klingman, D. Kost et W.A. Dick (2008). Gypsum additions reduce ammonia nitrogen losses during composting of dairy manure and biosolids. *Compost Sci. Utilization* 16(4): 285-293.
- Van Bochove E., D. Couillard et M.C. Nolin (1995). Characterization of the composting stages by a multivariate-analysis – application to the nitrogen-cycle. *Environ. Technol.* 16(10): 929-941.
- Ville de Québec (2004). *Règlement sur la quantité et la qualité des eaux usées*. Règlement R.V.Q. 416, Ville de Québec, QC, Canada, 22 p.
- Wilson B.G., K. Haralampides et S. Levesque (2004) Stormwater runoff from open windrow composting facilities. *J. Environ. Eng. Sci.* 3(6): 537-540.
- Yu S., O.G. Clark et J.J. Leonard (2008). A statistical method for the analysis of nonlinear temperature time series from compost. *Bioresource Technol.* 99(6): 1886-1895.
- Zeng T., D. Li et J. Zhang (2011). Characterization of the microbial community in a partial nitrifying sequencing batch biofilm reactor. *Curr. Microbiol.* 63(6): 543-550.
- Zhang L.Q., C.H. Wei, K. Zhang, C. Zhang, Q. Fang et S. Li (2009). Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 32(2): 175-182.