

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DES TECHNOLOGIES
DE TRAITEMENT ET D'ÉLIMINATION
DANS UN SYSTÈME DE
GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS

NADIA LIVE
DÉPARTEMENT DE MATHÉMATIQUES
ET DE
GÉNIE INDUSTRIEL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(MATHÉMATIQUES APPLIQUÉES)
AOÛT 1997



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-33152-0

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MODÉLISATION DES TECHNOLOGIES
DE TRAITEMENT ET D'ÉLIMINATION
DANS UN SYSTÈME DE
GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS

présenté par : LIVE Nadia

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. SMITH Benjamin T., Ph. D., président

M. LANGÉVIN André, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. SAVARD Gilles, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. BERGER Claude, Ph. D., membre

Remerciements

Je désire en premier lieu remercier mon directeur de recherche, M. André Langevin, et mon codirecteur, M. Gilles Savard, pour leur appui financier, leurs judicieux conseils et pour l'opportunité qu'ils m'ont donnée d'aller présenter ce projet de recherche à The Hong Kong Polytechnic University.

Merci tout spécialement à Claude Berger pour sa grande disponibilité et pour son appui total depuis le début de cette recherche. Sans Claude, le projet de recherche sur la gestion des déchets n'aurait pu prendre une telle envergure et cette maîtrise n'aurait pu être aussi approfondie.

Je remercie également l'équipe étudiante de ce projet, avec qui j'ai pu partager une belle dynamique de groupe : merci chaleureusement à mon collègue et copain Maxime pour son support constant tout au long de cette maîtrise, que ce soit professionnellement ou moralement ; merci à France pour l'aide apportée lors de la laborieuse collecte de données et pour les petites soirées de billard ; et merci à Agnès pour sa contribution au projet et ses conseils.

J'aimerais remercier sincèrement, outre ceux déjà mentionnés, ma vieille copine Caroline, qui a consacré une de ses deux semaines de vacances d'été à effectuer la mise en page de ce mémoire. Et finalement, un gros merci à mes parents et beaux-parents pour leurs encouragements tout au long de mes études et pour tous les services rendus.

Résumé

Plusieurs municipalités se sont heurtées, depuis les dernières années, aux nombreux problèmes reliés à la gestion des déchets : sites d'enfouissement se retrouvant de plus en plus loin des villes, impacts environnementaux néfastes, opposition des populations aux infrastructures projetées, etc. La gestion des déchets est devenue l'un des problèmes les plus préoccupants de notre société avide de consommation. La majorité des pays industrialisés ont délaissé la gestion traditionnelle des déchets, reposant sur l'enfouissement aveugle ou l'incinération conventionnelle des matières résiduelles, pour se fixer des objectifs de réduction dans un contexte de gestion intégrée des déchets.

Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un projet global consistant en l'élaboration d'un modèle d'analyse prospective des activités dans un système de gestion intégrée des déchets. Ce modèle mathématique a été conçu dans le but de servir d'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires oeuvrant dans le domaine de la gestion des déchets. L'approche systémique est appliquée afin d'analyser les aspects techniques, économiques, environnementaux et sociaux des décisions prises dans la planification et la gestion des flots de déchets dans une région soumise aux problèmes de collecte, de transport, de traitement, d'élimination et finalement, de vente des matières secondaires. Ce travail se concentre plus spécifiquement sur les problèmes de traitement et d'élimination.

Dans un premier temps, nous présentons une version simplifiée du modèle Eugène, un modèle dynamique de programmation linéaire mixte incorporant beaucoup plus d'options que tout autre modèle du genre connu dans la littérature. Cette première version permet d'analyser les activités selon un critère de minimisation du coût du système. Parmi ses attributs, le modèle permet l'intégration d'un vaste ensemble de

technologies de traitement et d'élimination existant dans le domaine de la gestion des déchets.

Dans un deuxième temps, nous avons réalisé une caractérisation de toutes les technologies connues dans le domaine. Pour la première version du modèle, un choix des technologies les plus pertinentes a dû être établi, dont la connaissance des spécificités a conduit à l'amélioration du modèle mathématique, en élargissant son domaine d'applicabilité par l'ajout de nouvelles variables et contraintes. L'acquisition des données technico-économiques est une étape fondamentale permettant d'expérimenter et d'améliorer le modèle. Ce dernier possède d'ailleurs une base de données des plus détaillées en ce qui concerne les déchets du secteur résidentiel.

Dans un troisième temps, nous présentons quelques scénarios élaborés à partir des données de base, mais aussi selon différentes propositions de nature politique ou sociale. Ces scénarios sont effectués en vue d'analyser l'impact des choix technologiques pour la Ville de Montréal. Nous insistons davantage sur l'étude de la planification stratégique, à savoir quelles technologies seront construites ou agrandies et leur localisation, ainsi que sur la planification tactique, soit l'activité de chaque technologie choisie.

Abstract

In recent years, cities have been faced with several problems related to waste management. Examples of these problems deal with the ever increasing distances from cities to available landfills, the noxious environmental impact of wastes, public perception that resists efforts to establish waste processing or disposal facilities, etc. Waste management has become one of the main worries of our consuming based society. Therefore, most industrialised countries have abandoned the traditional approach of waste management, which consists of indiscriminate disposal or burning of wastes, to set objectives of waste reduction within an integrated waste management context.

This thesis is an integral part of a global research project consisting of the development of a mathematical model for prospective analysis in an integrated waste management system which can be used as a decision-making tool in waste management operations. A systems approach is applied to evaluate the technical, economic, social and environmental aspects of the decisions with respect to the planning and management of waste flows in a region that is constrained by the problems of collection, transportation, intermediate processing, ultimate disposal and secondary markets. This work deals specifically with the processing and disposal problems.

In a first step, we present a simplified description of the model, named Eugène, which is a dynamic mixed integer programming model that incorporates more features than any other known model of this nature. Under this first version of the model, activities are analysed using a system cost minimisation criteria. One major attribute of the model is its capability to integrate a vast array of processing and disposal technologies in waste management.

We thus highlight, in a second step, the characteristics of all known technologies in this field. We have selected the most relevant technologies to include into the first version of the model, for which specific knowledge has enabled us to improve the model, i.e. to enlarge its applicability by the addition of new variables and constraints. Technico-economic data collection is a critical stage in the modeling process. It has allowed the preparation of a very detailed database regarding residential wastes.

Finally, we present some scenarios developed from using information gathered in the database, taking into account various schemes of political or social proposals. These scenarios are performed to assess the various technological options of the database for the City of Montreal. The analysis focuses more on the long term planning according to which technologies will be built or enlarged and where they will be located, and on the operations planning, that is to say the activity of each chosen technology.

Table des matières

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xv
LISTE DES FIGURES	xvii
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xix
LISTE DES SYMBOLES	xx
LISTE DES ANNEXES	xxi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE	3
1.1 Les origines du changement	3
1.2 Une gestion intégrée des déchets	4
1.3 Approche systémique	6
1.4 Description du problème global	8
1.5 Élaboration des objectifs de la présente étude	9
CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE	11
2.1 Modèles de gestion de technologies particulières	11
2.2 Modèles de gestion globale	14

CHAPITRE 3 : PRÉSENTATION DU MODÈLE EUGÈNE	19
3.1 Attributs du modèle	19
3.1.1 Système de référence	20
3.1.2 Combinaisons de collectes	21
3.1.3 Sites accueillant les technologies	22
3.1.4 Modes opératoires des technologies	22
3.1.5 Coûts d'investissement	23
3.1.6 Flots agrégés et flots désagrégés	24
3.1.7 Caractéristiques des collectes sélectives	25
3.1.8 Enfouissement	26
3.1.9 Marchés	26
3.2 Contraintes du modèle	27
3.2.1 Structure générale	27
3.2.2 Collectes des ordures et collectes sélectives	29
3.2.3 Affectation des collectes des ordures et des collectes sélectives aux sites	31
3.2.4 Traitement des collectes et des matières	35
3.2.5 Extrants des technologies de traitement	37
3.2.6 Enfouissement	40
3.2.7 Contraintes de capacité	41
3.2.8 Investissement dans les capacités de traitement ou d'enfouissement	44
3.2.9 Contraintes de superficie requise	48
3.2.10 Détournement de l'enfouissement	49
3.2.11 Contraintes de marché	50
3.2.12 Autres contraintes	52
3.2.13 Fonctions-objectifs	52
3.2.13.1 Fonction-objectif I : Coût total actualisé du système	53
3.2.13.2 Fonction-objectif II : Enfouissement cumulatif	58
3.2.14 Le modèle	58

CHAPITRE 4 : DESCRIPTION DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT

ET D'ÉLIMINATION	59
4.1 Le compostage	59
4.2 Les centres de tri	60
4.2.1 Historique	61
4.2.2 Fonctionnement général	62
4.2.3 Types de centres de tri	64
4.3 Les méthodes de récupération d'énergie thermique	66
4.3.1 Récupération indirecte	66
4.3.1.1 CDDM	66
4.3.1.2 Pyrolyse	67
4.3.1.3 Méthanisation	67
4.3.2 Récupération directe : l'incinération	68
4.3.2.1 Historique	69
4.3.2.2 Polémique entourant l'incinération	70
4.3.2.3 Potentiel énergétique	72
4.3.2.4 Gestion des cendres d'incinération	74
4.3.2.5 Fonctionnement général	75
4.3.2.6 Types d'incinérateurs	76
4.4 L'enfouissement sanitaire	79
4.4.1 Historique	80
4.4.2 Les types d'enfouissement sanitaire	81
4.4.3 Préparation de terrain et construction de cellules	82
4.4.4 Traitement du lixiviat	83
4.4.5 Traitement du biogaz	83
4.4.6 Fermeture et post-fermeture	84
4.5 Les centres de transbordement	85

CHAPITRE 5 : PARAMÈTRES TECHNIQUES ET ÉCONOMIQUES

DE MODÉLISATION	86
5.1 Choix des technologies	86
5.2 Méthodologie	88
5.3 Description des paramètres	89
5.3.1 Paramètres de base	90
5.3.2 Coûts d'investissement	91
5.3.3 Coûts d'opération et de maintenance	92
5.4 Sites intermédiaires	93
5.4.1 Sites potentiels	93
5.4.2 Sites existants	96
5.5 Les centres de tri	98
5.5.1 Durée de vie utile	99
5.5.2 Durée de construction	99
5.5.3 Superficie requise	99
5.5.4 Coûts d'investissement	100
5.5.5 Coûts fixes d'opération et de maintenance	105
5.5.6 Coûts variables d'opération et de maintenance	105
5.5.7 Intrants/extrants	109
5.5.8 Facteurs d'utilisation de la capacité	111
5.5.9 Capacité résiduelle	111
5.6 Les incinérateurs	112
5.6.1 Durée de vie utile	113
5.6.2 Durée de construction	113
5.6.3 Superficie requise	114
5.6.4 Coûts d'investissement	116
5.6.5 Coûts fixes d'opération et de maintenance	121
5.6.6 Coûts variables d'opération et de maintenance	124

5.6.7 Intrants/extrants	124
5.6.8 Coût de traitement des cendres	131
5.6.9 Bornes de capacité	132
5.6.10 Facteurs d'utilisation de capacité	133
5.7 Les sites d'enfouissement	133
5.7.1 Durée de vie utile	134
5.7.2 Durée de construction	135
5.7.3 Superficie requise	135
5.7.4 Bornes de capacité	136
5.7.5 Coûts d'investissement	138
5.7.6 Coûts fixes d'opération et de maintenance	141
5.7.7 Coûts variables d'opérations et de maintenance	142
CHAPITRE 6 : SCÉNARIOS ET ANALYSE DES RÉSULTATS	146
6.1 Mise en oeuvre du modèle Eugène	146
6.2 Contexte	146
6.3 Méthodes de résolution	149
6.4 Scénarios	150
6.4.1 Scénarios de base	151
6.4.2 Scénarios avec interdiction de matières à l'enfouissement	154
6.4.2.1 Interdiction des matières organiques	154
6.4.2.2 Interdiction des matières recyclables	157
6.4.2.3 Enfouissement zéro	157
6.4.3 Scénarios avec taxes à l'enfouissement	159
6.4.3.1 Taxes à l'enfouissement avec les données de base	160
6.4.3.2 Taxes à l'enfouissement sans incinération	162
6.4.4 Scénarios sur les prix de l'électricité	164
6.4.4.1 Prix de l'électricité avec les données de base	164

6.4.4.2 Prix de l'électricité sans l'incinérateur Des Carrières	166
6.4.4.3 Rendement en électricité plus élevé	168
6.5 Discussion	169
 CONCLUSION	 172
BIBLIOGRAPHIE	176
ANNEXES	186

Liste des tableaux

Chapitre 2

Tableau 2.1: Caractéristiques des modèles considérés	15
--	----

Chapitre 5

Tableau 5.1: Taux d'intérêt de construction	92
Tableau 5.2: Sites intermédiaires potentiels	94
Tableau 5.3: Sites intermédiaires existants	98
Tableau 5.4: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé	101
Tableau 5.5: Données des coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé	102
Tableau 5.6: Données des coûts d'investissement pour l'expansion d'un centre de tri poussé	103
Tableau 5.7: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé	103
Tableau 5.8: Données des coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé	104
Tableau 5.9: Données des coûts d'investissement pour l'expansion d'un centre de tri peu poussé	105
Tableau 5.10: Coûts fixes d'O&M dans un centre de tri	105
Tableau 5.11: Coûts variables d'O&M dans un centre de tri poussé	106
Tableau 5.12: Coûts variables d'O&M dans un centre de tri peu poussé	108
Tableau 5.13: Composition des flots standards de matières secondaires	109
Tableau 5.14: Modes opératoires des deux types de centres de tri	110

Tableau 5.15: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un incinérateur de masse	116
Tableau 5.16: Coûts d'investissement pour l'expansion d'un incinérateur de masse	118
Tableau 5.17: Coûts d'investissement pour la construction initiale et l'expansion d'un incinérateur modulaire	119
Tableau 5.18: Relation des coûts fixes d'O&M par rapport à I	122
Tableau 5.19: Coûts variables d'O&M dans un incinérateur	124
Tableau 5.20: PCI, contenu en cendres et énergie en kWh/t des matières désagrégées et d'un sac à ordures	126
Tableau 5.21: Quote-parts du PCI et du contenu en cendres de chaque matière dans le bac ou la cloche	128
Tableau 5.22: PCI, énergie en kWh/t et contenu en cendres des bacs ou cloches	129
Tableau 5.23: PCI, énergie et contenu en cendres des sacs à ordures résiduels	130
Tableau 5.24: Surfaces variables requises par les sites d'enfouissement	136
Tableau 5.25: Coûts d'investissement des sites d'enfouissement potentiels	140
Tableau 5.26: Coûts fixes d'O&M dans les sites d'enfouissement	142
Tableau 5.27: Coûts variables d'O&M dans les sites d'enfouissement	145

Chapitre 6

Tableau 6.1: Taille du modèle pour deux périodes	150
--	-----

Liste des figures

Chapitre 3

Figure 3.1: Système de référence d'une gestion intégrée des déchets	20
Figure 3.2: Fonction concave approximée par des morceaux linéaires	24
Figure 3.3: Flots agrégés	24
Figure 3.4: Flots désagrégés	25

Chapitre 5

Figure 5.1: Sites de la Ville de Montréal et des villes avoisinantes	95
Figure 5.2: Île de Montréal et dixième site de la Baie d'Urfée	95
Figure 5.3: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé	101
Figure 5.4: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé	104
Figure 5.5: Coûts variables d'O&M dans un centre de tri poussé	107
Figure 5.6: Coûts variables d'O&M dans un centre de tri peu poussé	108
Figure 5.7: Besoins en superficie des incinérateurs de masse	115
Figure 5.8: Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un incinérateur de masse (11 points)	117
Figure 5.9: Coûts d'investissement pour l'expansion d'un incinérateur de masse	118
Figure 5.10: Coûts d'investissement pour la construction initiale et l'expansion d'un incinérateur modulaire (18 points).....	120
Figure 5.11: Coûts fixes d'O&M dans un incinérateur de masse	123
Figure 5.12: Coûts fixes d'O&M dans un incinérateur modulaire	123
Figure 5.13: Configuration du site d'enfouissement du CTED	137

Chapitre 6

Figure 6.1: Répartition des déchets résidentiels	147
Figure 6.2: Scénarios de base	152
Figure 6.3: Scénarios avec interdiction des matières organiques à l'enfouissement	155
Figure 6.4: Enfouissement zéro	158
Figure 6.5: Taxes à l'enfouissement avec données de base	161
Figure 6.6: Taxes à l'enfouissement sans incinération	163
Figure 6.7: Prix de l'électricité avec les données de base	165
Figure 6.8: Prix de l'électricité sans incinérateur Des Carrières	167

Liste des abréviations

4RV-E	Réduction, Réemploi, Récupération, Recyclage, Valorisation - Élimination
BAPE	Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
CDDM	Combustible dérivé des déchets municipaux
CTED	Centre de tri et d'élimination des déchets
CUM	Communauté urbaine de Montréal
CUQ	Communauté urbaine de Québec
DDD	Déchets domestiques dangereux
DSM	Déchets solides municipaux
EPA	Environmental Protection Agency
GERAD	Groupe d'études et de recherche en analyse des décisions
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune (depuis le 11 janvier 1994)
MENVIQ	Ministère de l'environnement du Québec
O&M	Opération et maintenance
PCI	Pouvoir calorifique inférieur
PCS	Pouvoir calorifique supérieur
PEHD	Polyéthylène haute densité
PET	Polyéthylène taraphtalate
RIGDIM	Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal
VdM	Ville de Montréal

Liste des symboles

ha	hectare
kJ	kilojoules
kWh	kilowatt-heure
t	tonnes

Liste des annexes

Annexe A 186

Annexe B 189

Annexe C 193

Introduction

*« Si nous pouvions apprendre à convertir
les déchets en combustible, la Ville de New York
deviendrait une nation de l'OPEP. »*

Johnny Carson, Tonite Show
1^{er} mars 1977

Avec les années 1980, les municipalités européennes et nord-américaines se sont toutes heurtées, à un moment ou à un autre, à la problématique particulière de la gestion des déchets. Il apparaît évident que la solution de la gestion des déchets, consistant à « les oublier tant qu'ils sont hors de vue », qui prévalait dans le passé ne tient plus. Les nouvelles orientations en matière de gestion des déchets ont leur racine dans la prise de conscience collective et les changements de comportements de la population.

L'événement marquant les nouvelles orientations fut la création en 1983 de la Commission Brundtland, commission mondiale sur l'environnement et le développement, qui a fait ressortir l'urgent besoin d'harmoniser le développement économique et la protection de l'environnement comme base même du concept de développement durable. Le rapport de la Commission présente, dans le cas spécifique de la gestion des déchets, une stratégie prônant des objectifs de réduction des déchets, fixés par chacun des pays, pour améliorer le bien-être des générations présentes et pour préserver le patrimoine des générations futures (Défi Déchets 1, 1991). Il faut souligner le fait que le Canada est, dans le secteur des déchets résidentiels, le deuxième plus important générateur après les États-Unis.

À cette fin et pour contrer les problèmes récents qui surviennent en gestion des déchets, les gestionnaires se tournent vers une gestion intégrée des déchets, incluant des programmes de récupération, de recyclage et de valorisation des déchets. La gestion

intégrée des déchets se doit également d'être évaluée, non seulement sur un plan économique, mais sous les aspects environnementaux et sociaux.

Il nous incombe donc de chercher des solutions efficaces pour gérer notre avenir et de créer des outils d'aide à la décision qui permettent de planifier et d'analyser les activités d'un système de gestion intégrée des déchets. Dans un premier temps, nous voyons, au chapitre 1, comment l'élaboration d'un modèle mathématique peut aider les gestionnaires dans leurs prises de décision.

Un tel modèle a été développé par une équipe de recherche au GERAD, comportant plus de particularités que tout autre modèle connu de ce genre. Le chapitre 2 présente les modèles intéressants retrouvés dans la littérature. Ils peuvent être comparés au modèle du GERAD, décrit dans le chapitre 3.

Le modèle possède, parmi ses caractéristiques, celle d'intégrer un vaste ensemble de technologies de traitement et d'élimination connues dans la gestion des déchets. Le chapitre 4 permet de distinguer les principales technologies rencontrées dans le domaine, dont la connaissance des spécificités a conduit à l'amélioration du modèle.

La première version du modèle ne tient compte, pour l'instant, que des flots de déchets résidentiels et d'un critère économique ou d'enfouissement minimum. Afin de l'expérimenter pour une région spécifique, en l'occurrence la Ville de Montréal, les données technico-économiques associées aux technologies retenues dans cette première version ont été collectées et sont exposées au chapitre 5. Les résultats des divers scénarios élaborés pour l'expérimentation du modèle sont finalement présentés et analysés au chapitre 6.

Chapitre 1

Problématique

1.1 Les origines du changement

La gestion des déchets a été historiquement une nécessité banale du type « hors de ma vue, hors de mes pensées » dont ne se souciaient guère les populations en général. Traditionnellement, les déchets étaient tout simplement éliminés par enfouissement, quand il ne s'agissait pas de dépotoirs ouverts, ou par incinération. Sans doute déplorait-on l'existence des déchets, mais on pouvait s'en débarrasser à bon prix et les oublier aisément.

Encore aujourd'hui, le déchet n'a pas ou presque pas de valeur aux yeux de la société nord-américaine, société qui pourtant engendre des déchets solides à toutes les étapes de vie d'une matière, de son extraction à son utilisation ultime, en passant par sa transformation. Le déchet est souvent considéré comme la conséquence inévitable de notre mode de vie prospère, industriel et fondé sur une consommation élevée.

Avec le développement économique du 20^{ième} siècle qui a amené un changement profond autant dans la quantité que dans la composition des déchets solides et avec l'apparition de nouveaux mouvements environnementaux qui ont dénoncé le fait que la gestion des déchets, telle que pratiquée, créait un impact sur l'écosystème et, par le fait même, sur la santé des humains, il était inévitable de stimuler le développement de nouvelles technologies et procédés en matière de gestion des déchets.

La problématique particulière de la gestion des déchets s'est précisée au cours des années par le constat de la quantité importante de déchets produits quotidiennement, plus

précisément dans les agglomérations urbaines. Le défi auquel les villes ont à faire face aujourd'hui est d'autant plus lourd qu'il se combine aux contrecoups suivants :

- frais de plus en plus élevés de la collecte et du transport des déchets ;
- saturation et fermeture imminente des sites d'enfouissement existants ;
- rareté des lieux potentiels pour l'implantation des infrastructures projetées ;
- prise de conscience collective et inquiétude de la population envers la qualité de l'environnement ;
- apparition de syndromes, nés de l'opposition populaire, tels que NIMBY (Not In My Back Yard) et LULU (Locally Undesirable Land Use) ;
- rigueur des nouvelles réglementations environnementales.

Dans cette optique, la gestion traditionnelle des déchets, basée uniquement sur les opérations d'élimination aveugle, n'est plus viable des points de vue social et environnemental. C'est pourquoi les instances gouvernementales, des niveaux fédéral, provincial et municipal, se tournent dorénavant vers un objectif de gestion intégrée des déchets.

1.2 Une gestion intégrée des déchets

Le premier principe de la gestion intégrée des déchets est une approche hiérarchisée : les 4RV-E. Les points à la base du principe sont intimement reliés et interagissent les uns avec les autres de manière directe ou indirecte. Le principe des 4RV-E est décrit comme suit :

- Réduction à la source : intervention avant même qu'un produit ne devienne un déchet, comme le contrôle de la production et de la consommation, la diminution des emballages, le choix de produits durables, etc.

- Réemploi : réutilisation identique ou similaire au premier emploi d'un produit, sans modification substantielle de vocation.
- Récupération : intervention après la consommation en vue de collecter, transporter et trier, parfois préalablement à la collecte, de façon discriminante des matières afin de les réemployer, les conditionner ou les traiter par des technologies approuvées.
- Recyclage : procédé industriel de transformation des matières récupérées en produits de consommation, consistant à réintroduire dans le circuit de la production les matières récupérées de la masse des déchets.
- Valorisation : traitement permettant la production, de façon sécuritaire, d'énergie sous différentes formes (méthane, vapeur, électricité, etc.), et la décomposition des matières organiques en compost, pouvant générer des revenus substantiels et réduire la masse de déchets enfouis.
- Élimination : méthode ultime d'un système de gestion intégrée des déchets, consistant à l'enfouissement sécuritaire des déchets, indispensable malgré tous les efforts actuels et à venir en vue de réduire le plus possible la masse de déchets à éliminer.

Une gestion intégrée des déchets qui suivrait ces étapes à la lettre réduirait l'importance des inconvénients liés aux enjeux sociaux et environnementaux. Il faut, à cette fin, tenir compte de toutes les filières possibles, sous tous leurs angles: technique, économique, social et environnemental. Il s'agit là d'un objectif extrêmement ambitieux, et d'une certaine façon, utopique. Il sera plus facile de parvenir à de tels objectifs si la gestion des déchets est considérée sous un aspect municipal et régional, plutôt que local et privé.

Il existe des instruments disponibles qui permettent de se rapprocher d'une gestion intégrée des déchets. Un premier instrument, plutôt coercitif, consiste en des réglementations sur la collecte, le transport, le traitement et le stockage des déchets, ainsi que sur des points plus spécifiques comme les limites d'émission d'un incinérateur, le transport des déchets dangereux, etc. Il existe également des instruments économiques de dissuasion, tels que les taxes à l'enfouissement, ou d'encouragement, tels que la consigne, l'organisation des marchés secondaires, les politiques d'achat de produits recyclés, etc.

Les gestionnaires chargés de coordonner les efforts en matière de gestion des déchets peuvent également se servir d'outils d'aide à la décision afin d'évaluer les différentes options de gestion des déchets et les activités qui découlent de ces options.

1.3 Approche systémique

Le principal problème de la gestion intégrée des déchets est sans doute relié à la divergence d'opinions qui existent dans le domaine. Par exemple, malgré le fait que l'élimination se retrouve au dernier échelon du principe des 4RV-E, nous nous trouvons dans l'impossibilité de fermer certains sites d'enfouissement, même s'ils ne respectent pas les normes environnementales imposées, car aucune alternative à court terme ne semble rallier les gestionnaires, les entreprises, les citoyens et les environnementalistes.

En effet, les agents impliqués dans la gestion des déchets entretiennent présentement des différends, comme le transfert interrégional des déchets, et il n'existe pas, pour l'instant, de vision unificatrice sur la façon d'en arriver à une gestion intégrée des déchets. Les conflits liés à l'ouverture ou l'exploitation des sites de traitement des déchets sont de plus en plus fréquents et virulents, en raison de la conscientisation des citoyens. Les groupes environnementaux revendiquent une gestion plus respectueuse des écosystèmes, mais laissent au gouvernement le soin d'indiquer qui en défraiera les coûts.

Les entreprises privées, quant à elles, prônent généralement leurs technologies avec de bons arguments, mais sans tenir compte de la gestion globale des déchets et de tous les impacts qui découlent de chaque décision.

Par ailleurs, la rentabilité économique et sociale des mesures de récupération et de recyclage est tributaire de l'évolution des marchés de matières secondaires. Les difficultés que rencontrent plusieurs de ces marchés rendent la situation très volatile, laquelle pourrait évoluer rapidement avec l'organisation de nouveaux marchés et l'introduction de nouvelles technologies de traitement et de recyclage, ou inversement, périlcliter si les autorités ne s'entendent pas sur les grandes orientations en matière de gestion des déchets. Les gouvernements peuvent donc jouer un rôle important dans le développement de nouveaux produits utilisant les matières secondaires, en favorisant la recherche et le développement dans ce secteur.

En bref, plusieurs reprochent l'absence d'études « coût-rendement » adéquates permettant aux décideurs d'opter pour des solutions plus efficaces sur les plans économique et environnemental. Mais les technologies de pointe requises, pour une gestion plus respectueuse de l'environnement et des préoccupations sociales, nécessitent une levée de fonds considérable dans un contexte économique précaire. Chaque option de gestion doit donc être analysée soigneusement dans le cadre d'un système de gestion intégrée axé sur le principe des 4RV-E ainsi que sur les interrelations des choix technologiques et leurs impacts à court et long termes. L'approche systémique est donc de mise si l'on désire avoir une vue d'ensemble dans l'analyse des options. Par exemple, il faut réfléchir à l'incidence qu'aurait une collecte sélective de papier destiné au recyclage sur l'efficacité et l'opportunité d'un incinérateur.

Au cours des années, la recherche opérationnelle s'est avérée très intéressante et très puissante pour résoudre des problèmes de nature similaire, comme par exemple en

gestion énergétique. De tels modèles sont surtout utiles pour une analyse prospective des choix. C'est pourquoi nous avons développé un outil d'aide à la décision pour la planification et l'analyse d'activités dans un système de gestion intégrée des déchets.

1.4 Description du problème global

Le problème global peut se formuler de la façon suivante :

Étant donné :

- (1) la localisation des sources génératrices de déchets d'une région ;
- (2) la génération de chaque type de déchet à partir de chacune des sources ;
- (3) les différents modes de collectes des déchets, des matières recyclables et des matières organiques ;
- (4) les combinaisons de collectes possibles à chacune des sources ;
- (5) un ensemble de sites auxquels les matières et les collectes peuvent être envoyées ;
- (6) un ensemble de technologies de traitement (installations de compostage, incinérateurs, centres de tri, etc.) et d'élimination (enfouissement) pouvant être installées sur les sites précédents ;
- (7) un ensemble de marchés pour certaines matières et/ou collectes des matières recyclables/organiques ;
- (8) les distances entre les sources, les sites et les marchés ; et
- (9) un certain nombre de périodes de temps.

Nous devons déterminer :

- (1) la combinaison de collectes choisie à chacune des sources pour chaque période ;
- (2) un plan des expansions de capacité pour chaque installation de traitement et d'élimination sur chacun des sites ;

- (3) l'affectation de chaque collecte de chacune des sources aux sites (pour traitement ou élimination) et aux marchés ;
- (4) l'activité de chaque mode opératoire de chacune des technologies sur chaque site à chaque période ; et
- (5) l'affectation des matières obtenues à chacun des sites à d'autres sites ou aux marchés.

Un modèle de programmation linéaire mixte a été proposé par une équipe de recherche sur la gestion des déchets au GERAD afin de traiter ce problème. « Son avantage découle du fait qu'un grand nombre de stratégies puissent être évaluées de façon régulière et cohérente selon plusieurs critères, fournissant ainsi au gestionnaire une meilleure information sur laquelle appuyer ses recommandations. » (Wilson, 1977).

1.5 Élaboration des objectifs de la présente étude

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de ce projet global de recherche qui s'étale sur plusieurs années. Dans la première année du projet, l'objectif était de développer un modèle global d'analyse d'activités et de l'expérimenter pour une région spécifique, en l'occurrence la Ville de Montréal. Le modèle, à ce stade-ci, n'étudie que les flots de déchets résidentiels sous un critère économique ou d'enfouissement minimum. À la deuxième année, l'accent sera mis sur la validation de la base de données et le raffinement du modèle, ainsi que sur les développements algorithmiques qui lui permettront de résoudre des problèmes de grande taille en des temps raisonnables. La troisième et dernière année sera destinée à l'intégration du modèle dans une plate-forme composée d'une base de données géographiques, d'un chiffrier électronique et d'autres éléments permettant une interface simple et conviviale avec le futur usager. Il est à noter que la présente étude se situe dans la première année du projet de recherche.

Le projet implique également plusieurs étudiants et un chercheur associé. Les filières constituant le système de gestion des déchets ont été partitionnées en quatre composantes : les sources génératrices des déchets et les types de collectes, les technologies de compostage, les autres technologies de traitement et d'élimination, et finalement, les marchés. Ce mémoire s'intéresse à la troisième partie.

Le premier objectif de la présente étude est l'analyse du modèle et son amélioration en ce qui concerne les technologies de traitement et d'élimination. Le modèle est en continuelle évolution et plusieurs modifications relatives à la modélisation des technologies ont été apportées et le seront encore.

Dans la perspective d'une gestion intégrée des déchets, il apparaît essentiel de bien caractériser toutes les technologies connues dans le domaine. Le deuxième objectif de ce mémoire est de connaître les spécificités de ces technologies et de retenir celles qui sont les plus intéressantes pour la première version de la base de données. L'acquisition des données technico-économiques qui ont trait aux technologies retenues est une étape fondamentale permettant d'expérimenter le modèle.

Finalement, un dernier objectif consiste en une analyse d'impact des choix technologiques pour la Ville de Montréal. L'évaluation de divers scénarios touchant les technologies permet d'expérimenter le modèle, mais aussi d'obtenir des résultats intéressants qui pourront être comparés avec la réalité montréalaise.

Chapitre 2

Revue de la littérature

Les multiples aspects des déchets solides municipaux (DSM) soulèvent des défis de taille tant au point de vue de leur gestion que de leur modélisation dans un système d'aide à la décision. Nous présentons dans ce chapitre quelques modèles de gestion des déchets retrouvés dans la littérature. Nous ne faisons pas mention des modèles de tournées de véhicules pour les collectes des ordures, car cette classe de modèles est bien connue et a déjà reçu une attention considérable dans le passé.

Les enjeux actuels en matière de gestion des déchets ont amené l'étude de nouveaux problèmes. Ainsi, les modèles développés au cours de la dernière décennie portent une attention plus particulière aux interrelations entre les installations de gestion des déchets. Dans un premier temps, nous présentons des modèles ayant comme objectif une gestion optimale de technologies particulières de traitement des déchets, pour ensuite présenter des modèles s'intéressant à la problématique plus globale associée aux systèmes de gestion des déchets.

2.1 Modèles de gestion de technologies particulières

Un problème rencontré dans plusieurs grandes agglomérations urbaines est l'augmentation des frais de transport. Ce phénomène s'explique par la localisation de nouveaux sites d'enfouissement se trouvant de plus en plus loin des villes. Par conséquent, quelques auteurs se sont attardés au problème du transport des déchets et à la possibilité d'utiliser des centres de transbordement afin de transporter un plus grand volume de déchets, parfois compactés à ces centres, en les transférant dans des véhicules spécialement adaptés au transport de longue distance. C'est dans ce cadre que *Yurteri et*

Siber (1985) proposent un modèle de transport pour l'affectation des déchets à des centres de transbordement, visant à minimiser les coûts de transport des déchets des sources génératrices aux sites d'enfouissement. Les coûts de transport des déchets des centres de transbordement aux sites d'enfouissement sont supposés connus. La résolution du modèle nécessite la comparaison des coûts de différents scénarios correspondant aux combinaisons de capacités des centres potentiels auxquels sont ajoutés les coûts de transport des centres aux sites d'enfouissement, ce qui limite grandement son applicabilité à des cas où il existe peu de sites pour le transbordement.

Le modèle proposé par *Kirca et Erkip (1988)* est une amélioration du modèle précédent dont le but visé est le même, soit la minimisation des coûts de transport par la localisation des centres de transbordement. Mais ce modèle classique de localisation d'installations avec capacité considère les coûts de transport entre les stations et l'enfouissement comme faisant partie de l'objectif et est résolu par une heuristique où sont variés le nombre maximal et les capacités des centres de transbordement. Le modèle de localisation avec coût fixe d'installation de *Khan (1987)* propose un objectif identique au modèle de Kirca et Erkip, mais qui tient compte des coûts d'investissement et de traitement aux centres de transbordement et des coûts d'élimination aux sites d'enfouissement. Il introduit également une contrainte supplémentaire, soit le respect de la capacité des sites d'enfouissement, facteur négligé par les autres modèles. Toutefois, sa méthode de résolution fait appel, comme pour le modèle de Yurteri et Siber, à une approche d'énumération explicite quant à l'étendue de capacités et autres propriétés des centres de transbordement.

Le modèle de *Rahman et Kuby (1995)* propose une approche multicritères de programmation mixte pour la localisation des centres de transbordement, utilisant la méthode de pondération. Le modèle examine le compromis entre deux objectifs conflictuels : minimiser les coûts et minimiser l'opposition de la population, modélisée par une fonction décroissante de la distance avec la future installation. Plusieurs

chercheurs ont utilisé un critère quelconque de maximisation de la distance comme mesure de procuration pour minimiser l'opposition. Le fait de modéliser l'opposition elle-même constitue une force, mais demande une bonne compréhension théorique et empirique de l'opposition.

Un autre problème récent est l'intégration de nouvelles technologies dans nos modes de gestion traditionnels. Ainsi, le modèle développé par *Lund (1990)* s'intéresse à la planification du recyclage. Le modèle de programmation linéaire proposé cherche à minimiser les coûts des différentes options de recyclage par rapport à la durée de vie d'un site d'enfouissement existant. *Jacobs et Everett (1992)* ont généralisé le modèle précédent en appliquant cette planification temporelle du recyclage et de la construction des centres de tri à l'exploitation consécutive de plusieurs sites d'enfouissement. Ces modèles permettent, en plus d'évaluer les effets du recyclage sur la durée de vie des sites d'enfouissement, d'allouer les budgets à chaque option selon chaque période.

D'autres chercheurs se sont penchés plus spécifiquement sur les problèmes d'exploitation optimale de certaines installations, comme par exemple *Lund et al. (1994)* qui ont proposé un modèle de programmation linéaire cherchant à minimiser les coûts d'exploitation d'un centre de tri. *Criner et al. (1995)* ont développé un modèle de programmation linéaire mixte qui détermine, dans une région, le nombre, la capacité et la localisation d'installations de compostage de façon à minimiser les coûts selon divers scénarios de coûts de collecte des matières organiques et de tarifs à l'enfouissement. Un autre modèle, développé par *Andrews et al. (1991)*, s'intéresse également au compostage, mais plus spécifiquement à ses recettes¹. Ce modèle de programmation linéaire permet de déterminer les mélanges d'ingrédients les plus efficaces pour faire du compost, en spécifiant les bons ingrédients avec leurs quantités exactes, afin d'optimiser les profits par pile de compost.

¹ Il est à noter que certains auteurs utilisent plutôt les termes « formulations » ou « mélanges ».

Ces types de modèles fournissent des solutions qui ne tiennent pas compte du contexte entourant l'utilisation de la technologie étudiée et s'inscrivent moins bien dans un cadre de gestion intégrée des déchets où les interrelations entre les différents éléments du système sont importants.

2.2 Modèles de gestion globale

L'objectif des modèles s'intéressant au problème plus global de la gestion des déchets est de mettre en interrelation les différentes possibilités technologiques dans un système de gestion des déchets. Ces modèles sont généralement de plus grande envergure que ceux présentés précédemment, au niveau du nombre des contraintes et des variables. Le tableau 2.1 présente les caractéristiques globales de différents modèles élaborés au cours de la dernière décennie. Afin de mieux comprendre l'objectif plus spécifique de chacun de ces modèles, trois critères sont considérés dans leur classification : l'horizon d'étude, le niveau de planification et le type de fonction.

- **Horizon d'étude** : nous distinguons les modèles *statiques*, visant une planification sur une seule période, des modèles *dynamiques*, qui ont un objectif de planification sur plusieurs périodes.
- **Niveau de planification** : les modèles agissent sur deux niveaux distincts, soit la planification *tactique*, consistant en une gestion optimale de l'exploitation des installations et des ressources disponibles, et la planification *stratégique*, où la construction et la localisation de nouvelles installations sont considérées ainsi que l'agrandissement d'installations existantes.
- **Fonction-objectif** : différents facteurs peuvent être pris en compte dans la fonction-objectif puisque certains auteurs considèrent les coûts du système tandis que d'autres optent pour des approches multicritères incorporant certains aspects environnementaux ou sociaux.

Tableau 2.1 Caractéristiques des modèles considérés

<i>Auteur</i>	<i>Année</i>	<i>Horizon</i>		<i>Planification</i>		<i>Objectif</i>
		<i>Dynamique</i>	<i>Statique</i>	<i>Tactique</i>	<i>Stratégique</i>	
Gottinger	1991	✓		✓	✓	coûts
Shekdar	1992	✓		✓		multicritères lexicographique
Caruso	1993		✓	✓	✓	multicritères
Chang	1993	✓		✓	✓	coûts+coût social de pollution
Hsieh	1993		✓	✓		coûts
Baetz	1994	✓		✓	✓	coûts - revenus
Chang	1996	✓		✓	✓	multicritères
Everett	1996	✓		✓		coûts
Sudhir	1996		✓	✓		multicritères lexicographique

Dans son livre, *Gottinger (1991)* propose un modèle dynamique s'intéressant à la planification tactique et stratégique des installations de traitement et d'enfouissement. Ce modèle incorpore plusieurs technologies et une approximation linéaire des coûts de traitement est proposée. Mais l'approche de discrétisation utilisée quant aux capacités des technologies et l'objectif de minimisation des coût du système sont non linéaires. Incidemment, le modèle est non linéaire et l'algorithme de résolution doit faire appel à des principes de programmation dynamique.

Le modèle conçu par *Shekdar et al. (1992)* a trait à une planification à long terme d'un système de gestion des déchets où les installations sont déjà en opération. Le modèle suppose connus, au début de chaque période, la prévision financière, le nombre et l'affectation des véhicules de collecte et de transport, ainsi que les capacités des différentes installations de traitement et des sites d'enfouissement. L'objectif est de minimiser lexicographiquement, c'est-à-dire suivant un certain ordre de priorité, la quantité de déchets non ramassés, le dépassement et la sous-utilisation des prévisions financières, ainsi que la sous-utilisation des centres de transbordement, des sites

d'enfouissement et des véhicules de collecte et de transport. Ce modèle dynamique de planification tactique est qualifié de « Goal Programming Problem ».

Caruso et al. (1993) proposent une façon intéressante d'aborder la gestion des déchets. Ils subdivisent la zone d'étude en plusieurs régions pouvant accueillir chacune au plus une installation de traitement. Le modèle de programmation mixte ne considère que trois technologies, soit le tri, le compostage et l'incinération, auxquelles sont associés des coûts fixes d'installation. Le modèle a un objectif multicritères comprenant la minimisation des coûts économiques, des impacts environnementaux et de la quantité des déchets enfouis. La répartition des installations potentielles sur le territoire est intéressante ainsi que l'approche multicritères proposée, mais la modélisation des coûts économiques est peu représentative de la réalité et la résolution du problème fait appel à une méthode heuristique et d'énumération implicite assez complexe.

Le modèle de programmation mixte proposé par *Chang et al. (1993)* est intéressant quant au vaste ensemble de technologies présentes. La fonction-objectif cherche à minimiser le coût total associé à la collecte, au transport, à la construction et l'expansion des installations et au contrôle de la pollution, duquel sont retranchés les revenus de la vente des matières récupérées et la valeur résiduelle des installations. Le contrôle de la pollution correspond à la valeur monétaire associée à la perception sociale de cette nuisance. Ainsi, ce modèle dynamique s'attaque à la planification stratégique et tactique d'un important système de gestion, mais les coûts de construction et d'expansion des technologies sont constants et ne font aucun état des économies d'échelle possibles. De plus, l'évaluation monétaire des nuisances environnementales est très difficilement quantifiable. Pour remédier à cette faiblesse, *Chang et Wang (1996)* ont proposé une approche multicritères au modèle précédent. Ainsi, quatre objectifs sont considérés, soit la minimisation des coûts économiques, des nuisance sonores, de la pollution de l'air et des nuisances associées au trafic.

Le modèle linéaire avec horizon statique de *Hsieh et Ho (1993)* correspond à un système d'affectation de flots dans un réseau. L'objectif minimise les coûts de traitement, d'enfouissement et de transport des déchets. Pour trouver le coût unitaire de traitement d'une certaine technologie, les auteurs se donnent une capacité initiale à laquelle il associe un coût fixe de traitement, équivalent aux coûts de construction, d'opération et de maintenance, duquel sont retranchés les revenus probables. Cette méthode de calcul pour les coûts des installations potentielles peut mener à une sous-utilisation de plusieurs installations. Hsieh et Ho proposent donc d'étudier les solutions obtenues à partir du coût de traitement calculé et d'observer la différence entre les capacités déterminées par ces solutions et les capacités initiales données. Si cette différence est trop grande, il faut réajuster les coûts de traitement en fonction des opérations à chaque installation. Cette approche ne représente donc pas vraiment une planification stratégique efficace.

Le modèle de programmation mixte de *Baetz et Neebe (1994)* considère l'affectation des flots de matières à des centres de tri ou d'incinération avec récupération énergétique comme une alternative à l'enfouissement. L'objectif est de minimiser les coûts associés au tri, à l'incinération et à l'enfouissement. Les revenus de la vente des matières et de l'électricité sur des marchés sont comptabilisés dans l'objectif. Ce modèle dynamique est toutefois limité au niveau des technologies considérées et au niveau stratégique où on ne considère que l'ouverture potentielle d'un autre site d'enfouissement.

Le modèle proposé par *Everett et Modak (1996)* se distingue par l'introduction de flots agrégés et désagrégés de matières. Il offre aussi la possibilité d'avoir des collectes sélectives mutuellement disjointes associées aux sources génératrices de déchets. Ainsi, la fonction-objectif minimise les coûts des collectes, du transport et de l'exploitation des installations desquels sont retranchés les revenus de la vente du compost, de l'énergie et des matières recyclables. Ce modèle dynamique de programmation linéaire ne considère

toutefois pas la possibilité d'implanter de nouvelles installations de traitement : il s'agit donc d'un modèle de planification tactique.

Dans le même ordre d'idées que le modèle de Shekdar, *Sudhir et al. (1996)* proposent un problème de programmation non linéaire à objectif lexicographique minimisant les déviations par rapport aux prévisions. Ce modèle considère les six critères suivants : les déchets non ramassés, l'enfouissement, le budget, l'utilisation des véhicules, les revenus de la vente des matières recyclables et un facteur d'impact social. Il a été conçu pour un pays en voie de développement, soit la République de l'Inde. La différence majeure entre ce modèle et celui de Shekdar réside dans le facteur social qui correspond à la minimisation de l'impact de la collecte des ordures sur les recycleurs itinérants. Une solution proposée par ce modèle suggère de ne ramasser que 80% des déchets pour minimiser l'impact sur cette classe sociale. Un tel modèle est intéressant dans le cadre d'un pays en développement, mais difficilement applicable dans le contexte nord-américain.

Chapitre 3

Présentation du modèle Eugène

Le modèle d'optimisation qui a été conçu par l'équipe de recherche au GERAD pour la gestion intégrée des déchets dans un système régional a été baptisé Eugène, en l'honneur d'Eugène René Poubelle, préfet de la Seine qui, avec l'arrêté du 7 mars 1884, obligea les propriétaires à mettre à la disposition de leurs locataires un ou plusieurs récipients communs destinés à recevoir les ordures. C'est ainsi qu'il inventa la poubelle, qui lui vola son nom. Le modèle Eugène est un modèle dynamique de programmation linéaire mixte pour la planification tactique et stratégique d'un système de gestion des déchets.

Dans un premier temps, nous présentons les attributs du modèle qui constituent les caractéristiques distinctives par rapport aux principaux modèles énumérés au chapitre 2. La structure mathématique d'une version simplifiée du modèle Eugène est ensuite exposée. Cette présentation est inspirée d'un article écrit par Berger, Savard et Wizere (1997).

3.1 Attributs du modèle

Cette section explique les attributs du modèle Eugène qui ont été proposés pour traiter le problème défini au chapitre 1. Comme le modèle se veut un outil d'aide à la décision, nous indiquons les principaux éléments qui sont sous le contrôle de l'utilisateur. Entre autres, étant donné que le modèle est dynamique, l'utilisateur peut faire varier presque toutes les données dans le temps, après avoir déterminé le nombre et la longueur des périodes de temps.

3.1.1 Système de référence

Puisque Eugène est un modèle de gestion intégrée des déchets, il permet d'étudier les flots de déchets à travers un système composé, en amont, des sources génératrices de déchets et, en aval, des sites d'enfouissement et des marchés où les flots disparaissent. Entre les deux se trouvent des sites intermédiaires où peuvent être installées un vaste choix de technologies de traitement telles que des incinérateurs, des usines de compostage, des centres de tri, etc. et à travers lesquels les flots de déchets ne font que passer.¹ La figure 3.1 montre le système de référence qui permet de voir les directions possibles des flots de déchets.

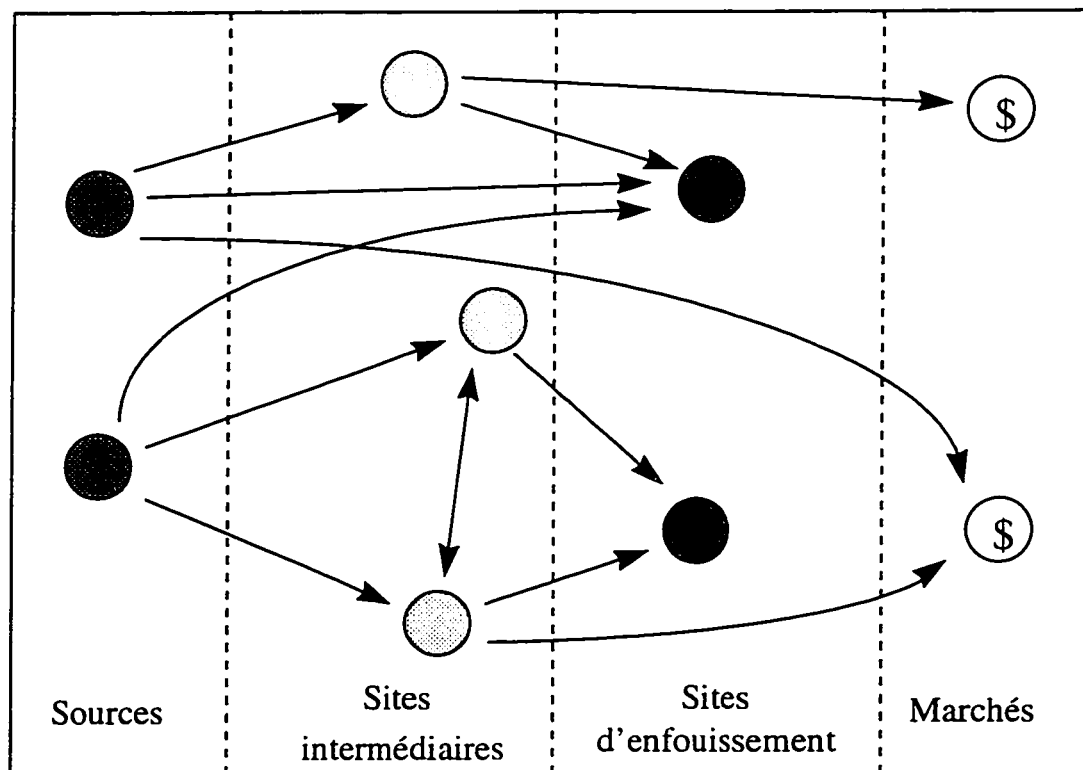


Figure 3.1 Système de référence d'une gestion intégrée des déchets

¹ Il est à noter que la distinction entre site d'enfouissement et site intermédiaire est arbitraire, puisqu'elle n'existe pas dans le modèle. Les sites potentiels pour l'installation d'une technologie de traitement ou pour l'installation d'une technologie d'enfouissement peuvent être les mêmes.

3.1.2 Combinaisons de collectes

La région étudiée doit être segmentée en un nombre de sources relativement homogènes par rapport à leurs taux de génération de déchets. L'utilisateur décide du nombre de sources. À chacune des sources est définie, par l'utilisateur, une liste de plusieurs modes de collectes des déchets, des matières recyclables et des matières organiques. Chaque collecte sélective de matières recyclables et organiques est définie par une liste de matières pouvant être générées aux sources. La quantité de matières ramassées par une telle collecte dans une région donnée dépend du taux de participation des foyers de cette région ainsi que des taux de saisie de chaque matière collectée.

Ces collectes sélectives peuvent être regroupées selon plusieurs combinaisons possibles définies par l'utilisateur. Par exemple, une combinaison possible de collectes pourrait être composée d'une collecte de papier recyclable à toutes les deux semaines, d'une collecte de résidus de cuisine à toutes les deux semaines et d'une collecte hebdomadaire des ordures (déchets résiduels). Les mêmes collectes, mais avec un ensemble différent de fréquences de collecte, définissent une autre combinaison. Le modèle ne choisit pas qu'une seule collecte par source, mais il choisit une combinaison de collectes à chacune des sources et périodes.

Une combinaison est définie par la liste des collectes sélectives qui en font partie. La collecte des ordures est toujours implicitement incluse dans une combinaison. Par conséquent, une combinaison peut consister en une seule collecte, soit la collecte des ordures, appelée la combinaison «vide». Certains paramètres sont utilisés afin d'informer le modèle qu'une collecte sélective particulière n'est disponible que pour une fraction des foyers d'une source. De cette façon, il est possible d'avoir deux collectes non disjointes ou plus dans une combinaison donnée pour une source particulière. Par exemple, une combinaison pourrait contenir deux collectes définies avec les mêmes matières. La première serait une collecte porte-à-porte offerte à 50% des foyers tandis que la seconde

serait une collecte par apport volontaire dans des cloches desservant 35% des foyers. Dans ce cas, le modèle suppose que ces deux collectes sont offertes à des parties disjointes du territoire de la source et que 15% des foyers ne sont pas desservis par une collecte sélective (mais seulement par une collecte des ordures). Lorsque les collectes sont disjointes, elles peuvent être disponibles pour la même partie du territoire.

3.1.3 Sites accueillant les technologies

Une fois collectées les matières recyclables, les matières organiques et les ordures, elles sont transportées à un ou plusieurs sites où elles peuvent être traitées ou éliminées. Chaque site est caractérisé par sa localisation, sa superficie et une liste de technologies pouvant y être installées. Au contraire de la plupart des modèles existants, Eugène ne force pas l'utilisateur à décider *a priori* de l'affectation des sites. Il est commun d'avoir, dans les modèles rencontrés dans la littérature, des listes de sites exclusivement consacrés à l'enfouissement, à l'incinération, au compostage, au tri, etc. Ces modèles ne peuvent que décider de la capacité à installer sur chaque site dont la technologie a été prédéterminée. Avec Eugène, un site potentiel donné peut être éventuellement développé pour n'importe quel usage (en autant qu'il soit possible), mais seulement un. Ainsi, Eugène décide si le site a besoin d'être développé, du type de technologie qui y sera construite et du plan des expansions de capacité.

3.1.4 Modes opératoires des technologies

Chacune des technologies peut être caractérisée par un ou plusieurs modes opératoires, selon lesquels les intrants et extrants (et leurs proportions) peuvent varier, ainsi que les coûts directs d'opération et de maintenance. Par exemple, un incinérateur pourrait fonctionner selon deux modes opératoires, soit *papier* et *sac vert*. Le mode *papier* n'utilise que du papier comme intrant, dégage une quantité q_1 d'électricité en kWh par tonne de papier brûlé et coûte c_1 \$/t en opération; le mode *sac vert* n'utilise que

des sacs à ordures comme intrant, dégage q_2 kWh d'électricité et coûte c_2 \$/t. Un troisième mode pourrait consister en une combinaison de ces intrants, comme 50% de papier et 50% de sacs à ordures. Typiquement, une installation de compostage peut être exploitée selon une ou plusieurs recettes. Chaque recette possible peut être associée à un mode opératoire avec un coût variable d'opération spécifique. Ces modes d'opération permettent une plus grande flexibilité pour un même procédé.

3.1.5 Coûts d'investissement

Toutes les technologies de traitement ou d'élimination des déchets apparaissant dans le modèle impliquent un coût d'investissement pour leur construction. Généralement, on suppose une seule fonction d'investissement concave pour chaque technologie, décrivant une économie d'échelle. Mais au lieu d'une seule fonction d'investissement concave pour chaque technologie, Eugène en applique deux: l'une pour la construction initiale de la technologie et l'autre pour l'addition de capacité si elle existe déjà.

Comme ces fonctions concaves ne peuvent être intégrées dans un programme linéaire tel que le modèle Eugène, nous les approximations par des fonctions linéaires par morceaux. À chacun de ces segments linéaires, on associe un coût fixe et un coût variable d'investissement. Le coût fixe, défini par l'ordonnée à l'origine de l'équation linéaire, indique le montant fixe à déboursier lorsque l'on prend la décision de construire ou d'agrandir une technologie, tandis que le coût variable, correspondant à la pente, dépend de la capacité choisie. C'est en examinant la courbure de la fonction concave que l'utilisateur détermine le nombre de morceaux linéaires pour chaque technologie. La figure 3.2 montre une fonction concave approximée par trois morceaux linéaires.

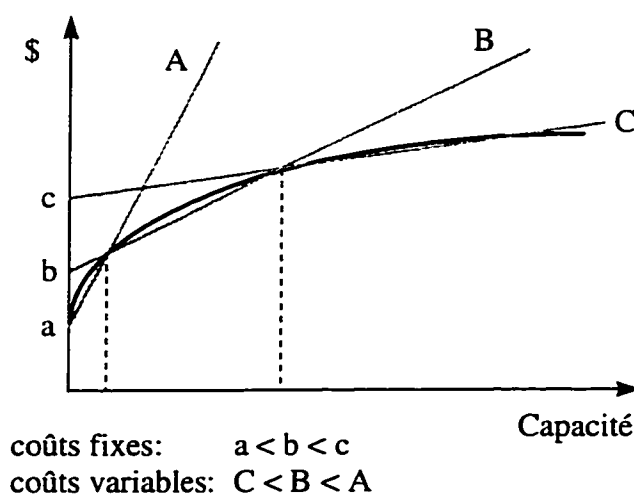


Figure 3.2 Fonction concave approximée par des morceaux linéaires

3.1.6 Flots agrégés et flots désagrégés

Le modèle fonctionne avec des flots agrégés et désagrégés. Les flots quittant les sources sont agrégés. Ils sont associés aux collectes sélectives individuelles de matières recyclables et organiques. Il existe également un flot des ordures associé à chaque combinaison. Ils peuvent être envoyés à chacun des sites et aux marchés (pour les collectes sélectives). La figure 3.3 indique le cheminement possible des flots agrégés.

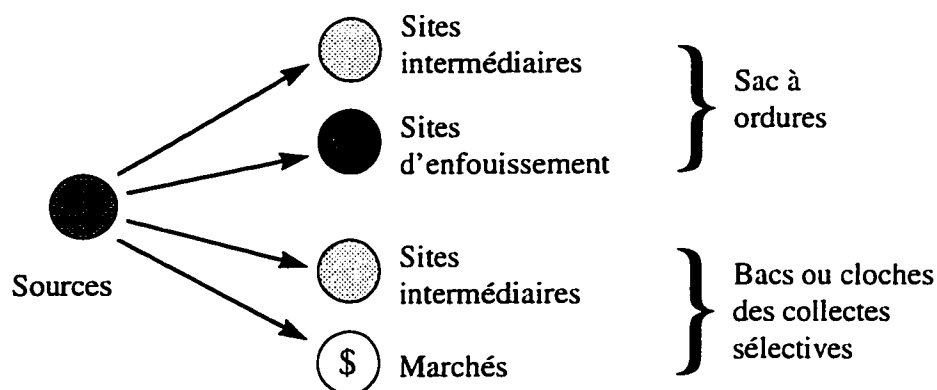


Figure 3.3 Flots agrégés

Les technologies qui reçoivent et traitent ces flots les convertissent en un ou plusieurs flots individuels quittant les sites. Par exemple, un incinérateur transforme les DSM agrégés en cendres qui doivent être enfouies et parfois traitées avant d'être enfouies. Un centre de tri reçoit les collectes sélectives de matières recyclables et sépare ces dernières en des flots de produits individuels (journaux, magazines, cartons, plastiques PEHD ou PET, etc.) quittant le site. Par conséquent, les flots quittant les sites sont toujours désagrégés, pouvant se diriger vers d'autres sites et/ou vers les marchés. La figure 3.4 montre le cheminement des flots désagrégés.

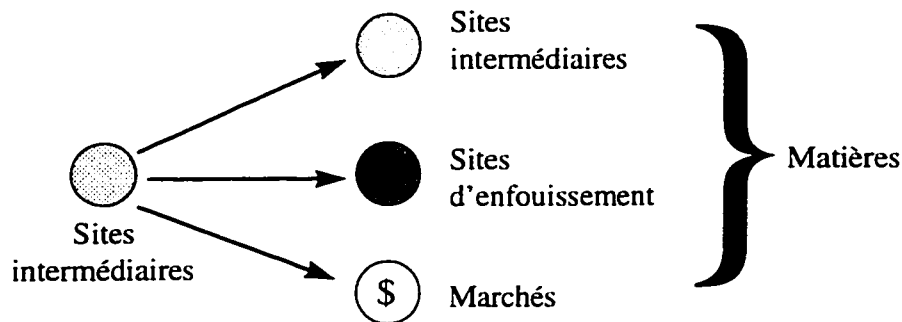


Figure 3.4 Flots désagrégés

3.1.7 Caractéristiques des collectes sélectives

Comme deux sortes de flots existent, chaque technologie peut traiter des flots agrégés et/ou désagrégés. Un incinérateur peut brûler les ordures en vrac, ou encore des matières individuelles possédant un pouvoir calorifique plus élevé tels les papiers et les plastiques. Il est possible de définir quelques collectes sélectives de matières recyclables possédant des pouvoirs calorifiques élevés afin de les envoyer directement à l'incinération, évitant par le fait même le passage à un centre de tri. Certaines installations de compostage peuvent traiter des mélanges bien définis de matières

organiques, ou des DSM en vrac ou bien mélangés selon certaines proportions avec des boues d'épuration (constituant ainsi une recette de flots agrégé et désagréé). Une grande flexibilité est ainsi possible dans la description de chaque technologie.

Comme l'indiquait la figure 3.3, les collectes sélectives peuvent également être envoyées directement des sources aux marchés : on pourrait définir une collecte de matières recyclables correspondant à un centre de dépôt spécialisé consistant en des conteneurs fréquemment remplacés et transportés à certains marchés. Les collectes sélectives ne sont pas admises à l'enfouissement : seulement la collecte des ordures et les matières désagrégées y sont acceptées.

3.1.8 Enfouissement

Chacun des sites d'enfouissement existants ou potentiels est caractérisé par une liste de matières admises pouvant y être éliminées. Par conséquent, il est possible de décrire des sites d'enfouissement spécialisés (par exemple, les sites sélectifs pour les cendres des incinérateurs) ou d'utiliser le modèle dans le but d'étudier les impacts de certaines politiques régionales ou nationales telles que l'interdiction des matières organiques dans tous ou certains sites d'enfouissement. Il est également possible de spécifier certaines taxes à l'enfouissement pour chacune des matières pouvant être enfouies, afin d'encourager les méthodes alternatives de gestion des déchets et de retarder la fermeture des sites d'enfouissement à cause de la rareté des lieux potentiels. Ceci constitue une autre façon d'étudier les impacts de certaines politiques d'interdiction.

3.1.9 Marchés

Les marchés peuvent être définis pour quelques ou toutes les matières et collectes sélectives. Cette notion peut être utilisée pour étudier la réduction des activités de l'enfouissement. Chacun des marchés est décrit par une courbe concave de prix en

fonction de la quantité, représentée par une approximation linéaire par morceaux avec autant de segments linéaires que le demande l'utilisateur. Chaque segment est caractérisé par un prix spécifique et par une borne supérieure sur la demande du produit pouvant être vendu.

3.2 Contraintes du modèle

Nous présentons avant tout la structure générale du modèle Eugène pour ensuite décrire ses contraintes regroupées selon différentes catégories.

3.2.1 Structure générale

Le modèle Eugène est un modèle de programmation linéaire mixte contenant des variables continues et des variables binaires. Sa structure générale est donc la suivante :

$$\begin{aligned} & \text{minimiser } \sum_i d_i X_i + \sum_j e_j Z_j \\ & \text{sujet à} \\ & \sum_i a_{ki} X_i + \sum_j b_{kj} Z_j \begin{cases} \leq \\ = \\ \geq \end{cases} c_k, \forall k \\ & X_i \geq 0, \forall i \text{ et } Z_j \in \{0,1\}, \forall j. \end{aligned}$$

Les coefficients d_i et e_j dans la fonction-objectif et a_{ki} , b_{kj} et c_k dans les contraintes sont les paramètres connus. Les variables X_i et Z_j sont les quantités non connues à chercher. Dans les sections suivantes, nous décrivons la signification des variables et des coefficients dans le modèle, ainsi que les fonctions-objectifs et les contraintes construites avec ces variables et coefficients.

La liste qui suit comporte les ensembles importants utilisés dans le modèle :

<i>Mat</i> :	liste de toutes les matières incluses dans le modèle
<i>Energie</i> :	ensemble des flots d'énergie inclus dans le modèle
<i>Src</i> :	liste de toutes les sources génératrices de déchets
<i>Col_sel</i> :	liste de toutes les collectes sélectives de matières recyclables et/ou organiques
<i>Combin</i> :	liste de toutes les combinaisons de collectes sélectives
<i>Prc</i> :	liste de tous les procédés technologiques de traitement et d'élimination
<i>Site</i> :	liste de toutes les localisations où une technologie peut être installée
<i>Mar</i> :	liste de tous les marchés de matières et/ou de collectes sélectives
<i>Liens</i> :	liste de toutes les paires valides d'origines et de destinations ; il s'agit d'un sous-ensemble de :
	$(Src \times Site) \cup (Src \times Mar) \cup (Site \times Site) \cup (Site \times Mar).$

D'autres ensembles seront également introduits et définis au fur et à mesure qu'ils apparaîtront dans les contraintes et les fonctions-objectifs. La convention suivante a été suivie : tous les noms de variables sont en lettres majuscules, les noms des ensembles en lettres minuscules avec la première lettre en majuscule et les noms des paramètres en lettres minuscules.

Finalement, il est à noter qu'il s'agit ici d'une description simplifiée du modèle. En particulier, plusieurs ensembles et coefficients mentionnés dans les prochaines sections sont définis de façon endogène ou compilés par le modèle à partir des informations contenues dans la base de données de l'utilisateur. La plupart des contraintes impliquent des sommations sur les paires valides d'origines et de destinations, c'est-à-dire sur un sous-ensemble de l'ensemble *Liens* défini ci-haut. Afin de simplifier les notations, nous avons décidé d'omettre cette restriction.

3.2.2 Collectes des ordures et collectes sélectives

Les quatre types de contraintes suivantes assurent que tous les déchets générés sont ramassés par les combinaisons disponibles de collectes et qu'exactement une seule de ces combinaisons est choisie à chacune des sources pour chaque période.

$$\sum_{comb \in Comb[src]} COMB[src, comb, t] + COMB[src, "vide", t] = 1$$

$$\forall src \in Src, \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (1)$$

$$Q_{CS}[src, comb, col, t] = q[src, t] \times frac[src, comb, col, t] \times COMB[src, comb, t]$$

$$\forall src \in Src, \forall comb \in Comb[src], \forall col \in Col[comb], \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (2)$$

$$Q_{SV}[src, comb, t] = q[src, t] \times COMB[src, comb, t]$$

$$- \sum_{col \in Col[comb]} Q_{CS}[src, comb, col, t]$$

$$\forall src \in Src, \forall comb \in Comb[src], \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (3)$$

$$Q_{SV}[src, "vide", t] = q[src, t] \times COMB[src, "vide", t]$$

$$\forall src \in Src, \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (4)$$

où

T est le nombre de périodes de temps ;

$Comb[src] \subseteq Combin$ est la liste de toutes les combinaisons de collectes sélectives disponibles à la source $src \in Src$;

$COMB[src,comb,t]$ est une variable binaire prenant la valeur 1 si la combinaison de collectes $comb$ est choisie à la source src pendant la période de temps t , et 0 autrement ;

$COMB[src,"vide",t]$ est une variable binaire prenant la valeur 1 si la combinaison "vide" (c'est-à-dire s'il n'y a pas de collecte sélective) est choisie à la source src pendant la période t , et 0 autrement ;

$Q_CS[src,comb,col,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières recyclables/organiques collectées par le mode de collecte sélective col de la combinaison $comb$ à la source src pendant la période t ;

$q[src,t]$ est la quantité annuelle totale (en tonnes) de déchets générés par la source src pendant la période t ;

$frac[src,comb,col,t]$ est la fraction de la masse des déchets générés par la source src qui est collectée par la collecte sélective col de la combinaison $comb$ pendant la période t (il s'agit d'un paramètre calculé à partir de plusieurs données de base fournies par l'utilisateur) ;

$Col[comb] \subseteq Col_sel$ est la liste des collectes sélectives associées à la combinaison $comb \in Combin$;

$Q_SV[src,comb,t] \geq 0$ est la quantité totale (en tonnes) de déchets collectés à la source src pendant la période t après que les matières recyclables et/ou organiques de la combinaison $comb$ aient été collectées (SV signifie « sac vert »); et

$Q_SV[src,"vide",t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de déchets collectés à la source src pendant la période t lorsqu'il n'y a pas de collecte sélective.

Les contraintes (1) assurent qu'il y a exactement une seule combinaison valide de collectes choisie à chacune des sources génératrices pour chaque période de temps. Les contraintes (2) calculent la quantité (en tonnes) de matières recyclables et/ou organiques qui sont collectées par chaque collecte sélective de la combinaison choisie à chacune des

sources et périodes. Les contraintes (3) et (4) calculent la quantité de déchets à être collectés après que les matières recyclables et/ou organiques aient été collectées.

3.2.3 Affectation des collectes des ordures et des collectes sélectives aux sites

Les contraintes suivantes assurent que les ordures, les matières recyclables et les matières organiques collectées à chacune des sources sont transportées soit à des sites pour traitement ou pour élimination, soit à des marchés.

$$\begin{aligned}
 \sum_{comb \in Comb_s[src,col]} Q_CS[src,comb,col,t] &= \sum_{dest \in Site_tri} FLOT_CS_TRI[src,col,dest,t] + \\
 &\sum_{dest \in Site} FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] + \\
 &\sum_{mar \in Marche[col]} FLOT_CS_MAR[col,src,mar,t] \\
 \forall src \in Src, \forall col \in Col_s[src], \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{5}$$

$$\begin{aligned}
 Q_SV[src,comb,t] &= \sum_{dest \in Site} FLOT_SV_TRI[src,comb,dest,t] + \\
 &\sum_{dest \in Site_enf_adm[src,comb,t]} FLOT_SV_ENF[src,comb,dest,t] \\
 \forall src \in Src, \forall comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{6}$$

$$\begin{aligned}
 \sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] &\leq M \times \sum_{prc \in Th[site]} EXIST_P[site,prc,t] \\
 \forall site \in Site_tri, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{7}$$

$$\begin{aligned}
& \sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} FLOT_CS_VRAC[src, col, site, t] \\
& + \sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} (FLOT_SV_TRT[src, comb, site, t] + \\
& \quad \delta_{adm}[site, src, comb, t] \times FLOT_SV_ENF[src, comb, site, t]) \\
& \leq M \times \left(1 - \sum_{prc \in Tri[site]} EXIST_P[site, prc, t] \right) \\
& \forall site \in Site_tri, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{8}$$

$$\begin{aligned}
& \sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} FLOT_SV_TRT[src, comb, site, t] \\
& + \sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} \left(FLOT_CS_VRAC[src, col, site, t] + \right. \\
& \quad \left. \delta_{tri}[site] \times FLOT_CS_TRI[src, col, site, t] \right) \\
& \leq M \times \left(1 - \sum_{prc \in Enf[site]} EXIST_P[site, prc, t] \right) \\
& \forall site \in Site_enf, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{9}$$

$$\begin{aligned}
& \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}: \\ site \in Site_enf_adm[src, comb, t]}} FLOT_SV_ENF[src, comb, site, t] \\
& \leq M \times \sum_{prc \in Enf[site]} EXIST_P[site, prc, t] \\
& \forall site \in Site_enf, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{10}$$

où

$Comb_sc[src, col] \subseteq Combin$ est la liste des combinaisons valides à la source $src \in Src$ composées de la collecte $col \in Col_sel$;

$Site_tri \subseteq Site$ est l'ensemble des lieux pouvant accueillir un centre de tri ;

$FLOT_CS_TRI[src,col,des,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières recyclables et/ou organiques collectées à la source src par la collecte col et transportées au site $dest$ pendant la période t pour être triées ;

$FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières recyclables et/ou organiques collectées à la source src par la collecte col et transportées au site $dest$ pendant la période t pour être traitées en vrac ;

$FLOT_CS_MAR [col,src,mar,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières recyclables et/ou organiques collectées à la source src par la collecte col et transportées au marché mar pendant la période t ;

$Marché[col] \subseteq Mar$ est la liste des marchés disponibles pour la collecte sélective $col \in Col_sel$;

$Col_s[src] \subseteq Col_sel$ est la liste des collectes sélectives disponibles à la source $src \in Src$;

$FLOT_SV_TRT[src,comb,dest,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) d'ordures collectées par la combinaison $comb$ à la source src et transportées au site $dest$ pendant la période t pour être traitées en vrac ;

$FLOT_SV_ENF[src,comb,dest,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) d'ordures collectées par la combinaison $comb$ à la source src et transportées au site $dest$ pendant la période t pour être enfouies ;

$Site_enf_adm[src,comb,t] \subseteq Site$ est l'ensemble des lieux où les ordures collectées à la source $src \in Src$ par la combinaison $comb \in Comb[src] \cup \{ "vide" \}$ peuvent être enfouies à la période t ;

$\delta_{ADM} [site,src,comb,t]$ est un coefficient qui vaut 1 si $site \in Site_enf_adm[src,comb,t]$, et 0 autrement (ce coefficient fait apparaître la variable $FLOT_SV_ENF$ dans une contrainte (8) seulement lorsque nécessaire) ;

$EXIST_P[site,prc,t]$ est une variable binaire prenant la valeur 1 si une technologie de traitement ou d'élimination prc existe au lieu $site$ à la période t , et 0 autrement ;

$Tri[site] \subseteq Prc$ est l'ensemble des technologies de tri disponibles au lieu $site \in Site$;

M est une très grande constante ;

$\delta_{mi}[site]$ est un coefficient qui vaut 1 si $site \in Site_tri$, et 0 autrement ;

$Enf[site] \subseteq Prc$ est l'ensemble des technologies d'enfouissement disponibles au lieu $site \in Site$; et

$Site_enf \subseteq Site$ est l'ensemble des lieux adéquats pour l'enfouissement.

Les contraintes (5) affectent chaque collecte sélective de chacune des sources à des sites ou à des marchés. Ces collectes peuvent être séparées dans un centre de tri ou traitées en vrac (c'est-à-dire compostées, incinérées, etc.). Étant donné que les centres de tri ont une modélisation particulière et qu'un site peut contenir *a priori* n'importe quelle technologie de traitement et d'élimination, il est nécessaire de générer deux ensembles de variables représentant les flots de collectes sélectives des sources aux sites ($FLOT_CS_TRI$ et $FLOT_CS_VRAC$). N'importe quelle technologie de traitement, autre que les centres de tri, peut recevoir et traiter les collectes sélectives en vrac.

Les contraintes (6) affectent les collectes des ordures (les sacs verts) aux sites. Elles sont traitées en vrac ou enfouies. Similairement aux centres de tri, les technologies d'enfouissement ont une modélisation particulière et il est nécessaire de considérer deux types de variables de flots des ordures. Nous verrons plus tard qu'un seul type de technologie de traitement ou d'élimination peut être installée sur un lieu donné. Ceci signifie qu'il est impossible d'obtenir simultanément des valeurs positives pour les variables $FLOT_CS_TRI$ et $FLOT_CS_VRAC$ à un site donné et des valeurs positives pour les variables $FLOT_SV_TRT$ et $FLOT_SV_ENF$. Les contraintes (7)-(11) sont conçues pour satisfaire ces conditions.

Les contraintes (7) obligent les variables $FLOT_CS_TRI$ d'un site donné, pouvant accueillir un centre de tri, à prendre la valeur zéro si aucun centre de tri n'existe à ce site. Les contraintes (8) forcent la nullité des variables $FLOT_CS_VRAC$, $FLOT_SV_TRT$ et $FLOT_SV_ENF$ lorsqu'un centre de tri existe sur le site donné. Les contraintes (9) indiquent que l'existence d'une technologie d'enfouissement à un site donné interdit la prise de valeurs positives par les variables $FLOT_SV_TRT$, $FLOT_CS_VRAC$ et $FLOT_CS_TRI$ associées à ce site. Finalement, les contraintes (10) assurent que les variables d'enfouissement $FLOT_SV_ENF$ d'un site donné prennent la valeur zéro lorsque ce site n'est pas développé à des fins d'enfouissement.

3.2.4 Traitement des collectes et des matières

Les contraintes suivantes relient les variables d'activité des technologies de traitement aux flots de matières et de collectes constituant les intrants.

$$\begin{aligned}
 & \sum_{\substack{prc \in Proc[site] \\ mode \in Mode[prc] \\ mat \in In[prc, mode]}} input[mat, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t] \\
 &= \sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \sum_{\substack{orig \in Site: \\ orig \neq site}} FLOT_II[trn, mat, orig, site, t] \\
 & \forall mat \in Mat, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{11}$$

$$\begin{aligned}
 & \sum_{\substack{prc \in Proc[site] \\ mode \in Mode[prc] \\ comb \in In[prc, mode]}} input[comb, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t] \\
 &= \sum_{\substack{src \in Src: \\ comb \in Comb[src]}} FLOT_SV_TRT[src, comb, site, t] \\
 & \forall comb \in Comb \cup \{"vide"\}, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{12}$$

$$\begin{aligned}
& \sum_{prc \in Proc[site]} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ col \in Int[prc, mode]}} input[col, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t] \\
& = \sum_{\substack{src \in Src: \\ col \in Col_s[src]}} \left(FLOT_CS_VRAC[src, col, site, t] + \right. \\
& \quad \left. \delta_{Trn}[site] \times FLOT_CS_TRI[src, col, site, t] \right) \tag{13} \\
& \forall col \in Col_sel, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned}$$

où

$Proc[site] \subseteq Prc$ est l'ensemble des technologies pouvant être installées au lieu $site \in Site$;

$Mode[prc]$ est la liste des modes opératoires de la technologie $prc \subseteq Prc$;

$Int[prc, mode]$ est l'ensemble des intrants (input) à la technologie $prc \subseteq Prc$ sous le mode opératoire $mode \in Mode[prc]$;

$input[int, prc, mode, t]$ est la quantité de l'intrant int par unité d'activité de la technologie prc sous le mode opératoire $mode$ à la période t ;

$ACT[prc, mode, site, t] \geq 0$ est le niveau d'activité de la technologie prc située au lieu $site$ sous le mode opératoire $mode$ pendant la période t ;

Trn_int est la liste des modes de transport pouvant transporter les extrants (output) des technologies localisées sur chaque lieu de l'ensemble $Site$;

$Transp_mat[trn]$ est la liste de matières de l'ensemble Mat pouvant être transportées par le mode de transport $trn \in Trn_int$; et

$FLOT_II[trn, mat, orig, site, t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières mat transportées par le mode de transport trn entre les sites intermédiaires $orig$ et $site$ pendant la période t .

Les contraintes (11) vérifient que les quantités de matières utilisées par les installations d'un site intermédiaire dépendent de l'activité de ces installations et proviennent d'autres sites intermédiaires. Le modèle permet également à l'utilisateur de définir des regroupements de matières et/ou de collectes sélectives pouvant être utilisées

comme intrants dans les technologies de traitement. Lorsque deux matières (et/ou collectes sélectives) ou plus appartiennent au même regroupement, elles sont considérées identiques par la technologie qui l'utilise. Par exemple, une installation de compostage prend, dans une recette particulière, 50% de papier, peu importe qu'il s'agisse de papier journal, de papier fin ou de papier mélangé, ou encore d'une collecte sélective de toutes ces sortes de papiers. L'intrant de cette recette est alors constitué du « regroupement papier » qui se trouve à être l'ensemble de toutes ces matières et de cette collecte. Cette notion de regroupement est également applicable aux autres contraintes qui utilisent les variables *FLOT_II*.

Les contraintes (12) et (13) sont semblables aux contraintes (11), sauf pour les intrants qui sont des matières agrégées provenant des sources génératrices.

3.2.5 Extrants des technologies de traitement

Les contraintes suivantes calculent les extrants, constitués de matières et/ou d'énergie, des technologies de traitement.

$$\begin{aligned}
& \sum_{\substack{trn \in Trn_{int}: \\ mat \in Transp_mat(trn)}} \left(\begin{aligned} & \sum_{\substack{dest \in Site: \\ dest \neq site}} FLOT_II[trn, mat, site, dest, t] \\ & + \sum_{enf \in Site_enf(mat)} FLOT_IE[trn, mat, site, enf, t] \\ & + \sum_{mar \in Marche(mat)} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \end{aligned} \right) \\
& = \sum_{\substack{prc \in Proc(site) \\ mode \in Mode(prc): \\ mat \in Ext(prc, mode)}} \sum output[mat, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t] \\
& + \delta_{trj}[site] \sum_{dech \in Dech(mat)} \sum_{\substack{src \in Src: \\ col \in Col_s(src)}} \left(\begin{aligned} & fr_col[src, col, dech, t] \\ & \times fraction_tri(dech, mat, t) \\ & \times FLOT_CS_TRI[src, col, site, t] \end{aligned} \right) \\
& \forall mat \in Mat, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{14}$$

où

$Site_enf[mat] \subseteq Site$ est l'ensemble des lieux où la matière $mat \in Mat$ peut être enfouie s'ils sont développés pour l'enfouissement ;

$FLOT_IE[trn, mat, site, enf, t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières mat transportées par le mode de transport trn du site intermédiaire $site$ au site d'enfouissement enf pendant la période t ;

$FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matières mat transportées par le mode de transport trn du lieu $site$ au marché mar pendant la période t ;

$Ext[prc, mode]$ est l'ensemble des extrants de la technologie $prc \in Prc$ sous le mode opératoire $mode \in Mode[prc]$;

$output[ext, prc, mode, t]$ est la quantité d'extrait ext par unité d'activité de la technologie prc sous le mode opératoire $mode$ à la période t ;

$Dech[mat]$ est l'ensemble des déchets provenant des sources qui peuvent générer une nouvelle matière (c'est-à-dire une matière non collectée à une source) $mat \in Mat$ à la sortie d'une technologie de tri ;

$fr_col[src,col,dech,t]$ est la fraction de la masse de la matière *dech* dans la collecte sélective *col* de la source génératrice *src* à la période *t* (il s'agit d'un paramètre calculé à partir de plusieurs données de base fournies par l'utilisateur) ; et $fraction_tri[dech,mat,t]$ est la fraction du déchet *dech* qui deviendra de la matière *mat* à la sortie d'une technologie de tri.

Le membre droit des contraintes (14) désigne la quantité totale de chaque matière obtenue à la sortie des technologies de traitement localisées à chacun des sites. Il équivaut aux variables de flots quittant le site pour être traités sur d'autres sites intermédiaires, pour être enfouis ou pour être vendus sur les marchés. Généralement, les technologies de tri (c'est-à-dire celles qui reçoivent et traitent les flots de collectes sélectives associés aux variables *FLOT_CS_TR*) ne possèdent pas d'intrants et d'extrants car le modèle considère que les composantes des collectes représentées par ces variables doivent être séparées et peuvent engendrer de nouvelles matières. Par exemple, le papier journal contenu dans une collecte peut générer 90% de papier journal destiné aux marchés et 10% de journal contaminé et rejeté.

Les contraintes suivantes sont une simplification des contraintes (14). Elles sont associées à la production d'énergie et il est supposé que l'énergie n'est destinée qu'aux marchés.

$$\begin{aligned}
 & \sum_{mar \in \text{Marché}[ener]} FLOT_ENERM[ener,site,mar,t] \\
 & \leq \sum_{\substack{prc \in Proc[site] \\ mode \in Mode[prc]: \\ ener \in Ext[prc,mode]}} output[ener,prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t] \\
 & \forall ener \in Energie, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{15}$$

où

$FLOT_ENERM[ener,site,mar,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (dans les unités appropriées) d'énergie $ener$ générée au site intermédiaire $site$ et vendue au marché mar pendant la période t .

3.2.6 Enfouissement

Les activités d'enfouissement à chacun des sites d'enfouissement sont calculées par les contraintes suivantes.

$$\begin{aligned}
 Q_ENF[enf,mat,t] = & \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{ "vide" \}}} fr[src,comb,mat,t] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,enf,t] \\
 + & \sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \sum_{site \in Site} FLOT_IE[trn,mat,site,enf,t] \\
 \forall mat \in Mat, \forall enf \in Site_enf[mat], \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{16}$$

$$\begin{aligned}
 \sum_{prc \in Dnf[enf]} \sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc,mode,enf,t] = & \sum_{\substack{mat \in Mat: \\ enf \in Site_enf[mat]}} masse_vol[mat] \times Q_ENF[enf,mat,t] \\
 \forall enf \in Site_enf, \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{17}$$

où

$Q_ENF[enf,mat,t] \geq 0$ est la quantité annuelle (en tonnes) de matière mat enfouie au site enf pendant la période t ;

$fr[src,comb,mat,t]$ est la fraction de la masse de la matière mat dans la collecte des ordures associée à la combinaison $comb$ de la source génératrice src à la

période t (il s'agit d'un paramètre calculé à partir de plusieurs données de base fournies par l'utilisateur) ; et

$masse_vol[mat]$ est le facteur de conversion de la matière mat en unités de volume (exprimées en mètres cubes par tonne).

Les contraintes (16) calculent les quantités enfouies de chaque matière à chacun des sites d'enfouissement pendant chaque période. Les contraintes (17) calculent l'activité totale d'enfouissement à chacun des sites à chaque période. Il est à noter que les technologies d'enfouissement ont, au contraire des autres technologies, des activités exprimées en unités de volume (mètres cubes).

3.2.7 Contraintes de capacité

Les variables de capacité des modes de collecte et de transport, des technologies de traitement et des technologies d'élimination sont déterminées par les contraintes suivantes.

$$\sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc, mode, site, t] \leq fu_max[prc, t] \times CAP_P[prc, site, t] \quad (18)$$

$$\forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site] \setminus Enf[site], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$ACT[prc, mode_op, site, t] \leq fu_max_mode[prc, mode_op, t] \times \sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc, mode, site, t] \quad (19)$$

$$\forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall mode_op \in Mode[prc], \forall t \in \{1, \dots, T\} :$$

$$fu_max_mode[prc, mode_op, t] < 1$$

$$app \times \sum_{s=1}^i \sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc, mode, site, s] \leq CAP_P[prc, site, t] \quad (20)$$

$$\forall site \in Site_enf, \forall prc \in Enf[site], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$\begin{aligned} & \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{ "vide" \}}} \left(\sum_{\substack{dest \in Site}} FLOT_SV_TRT[src, comb, dest, t] + \sum_{\substack{dest \in \\ Site_enf_adm[src, comb, t]}} FLOT_SV_ENF[src, comb, dest, t] \right) \\ & \leq CAP_T["sv", t] \\ & \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (21)$$

$$\begin{aligned} & \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb_sc[src, col]}} Q_CS[src, comb, col, t] \leq CAP_T[col, t] \\ & \forall col \in Col_sel, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (22)$$

$$\begin{aligned} & \sum_{mat \in Transp_mat[trn]} \sum_{orig \in Site} \left(\sum_{\substack{dest \in Site: \\ orig \neq dest}} FLOT_II[trn, mat, orig, dest, t] + \sum_{enf \in Site_enf[mat]} FLOT_IE[trn, mat, orig, enf, t] + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_IM[trn, mat, orig, mar, t] \right) \\ & \leq CAP_T[trn, t] \\ & \forall trn \in Trn_int, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (23)$$

où

$CAP_P[prc, site, t] \geq 0$ est la capacité annuelle (en tonnes) de la technologie de traitement ou la capacité cumulative (en mètres cubes) de la technologie d'enfouissement prc au lieu $site$ pendant la période t ;

$fu_max[prc,t]$ est le facteur d'utilisation maximale annuelle de la technologie prc pendant la période t ;

$fu_max_mode[prc,mode_op,t]$ est le facteur d'utilisation maximale annuelle de la technologie de traitement ou d'élimination prc sous le mode opératoire $mode_op$ pendant la période t ;

app est le nombre d'années par période de temps ;

$CAP_T["sv",t] \geq 0$ est la capacité annuelle des collectes des ordures pendant la période t ; et

$CAP_T[ct,t] \geq 0$ est la capacité annuelle du mode de collecte ou de transport intermédiaire (à partir des sites de traitement) ct pendant la période t .

Les contraintes (18) déterminent la capacité requise de chaque technologie de traitement à chacun des sites de façon à ce qu'elle soit cohérente avec les variables d'activité de ces technologies. Peu importe la capacité installée d'une technologie, il existe des facteurs maximal d'utilisation de la capacité, souvent exigés afin de conserver un certain temps de non-activité pour l'entretien et la réparation des équipements. Des contraintes similaires existent également pour des facteurs d'utilisation minimale.

Les contraintes (19) ne contrôlent pas directement les variables de capacité. Elles contrôlent les variables d'activité pour des modes opératoires spécifiques d'une technologie donnée, par des bornes supérieures sur l'utilisation de ces modes. Ces variables d'activité interagissent ainsi avec les variables de capacité à travers les contraintes (18). Il est à noter que des contraintes similaires existent également pour des facteurs d'utilisation minimale sous certains modes opératoires d'une technologie. Par exemple, il se peut qu'un incinérateur doive fonctionner, au minimum, à 25% de sa capacité utilisée pour le mode *papier* tandis qu'il ne doive pas dépasser 50% de son utilisation pour le mode *plastiques*.

Les capacités des technologies d'enfouissement sont déterminées par les contraintes (20). Ces contraintes et les variables de capacité sont de nature cumulative. Les contraintes (21) déterminent les capacités des collectes des ordures. La capacité annuelle d'une collecte des ordures en une période donnée borne la sommation des quantités de déchets restant après les collectes sélectives de chaque combinaison, en incluant la combinaison "vide". Les capacités des collectes sélectives à chacune des périodes sont calculées par les contraintes (22). Finalement, les contraintes (23) déterminent les capacités de chaque mode de transport pour les matières produites à chacun des sites intermédiaires et envoyées à d'autres sites ou aux marchés.

3.2.8 Investissement dans les capacités de traitement ou d'enfouissement

Les contraintes suivantes associent les variables d'investissement des technologies de traitement et d'élimination à leurs variables de capacité et à leurs variables binaires de décision. Ces variables binaires sont utilisées pour déterminer si un investissement est requis pour une nouvelle installation ou pour l'expansion de capacité d'une installation existante. Il faut garder en mémoire que ces deux types d'investissement peuvent avoir des fonctions concaves de coûts d'investissement différentes.

$$\begin{aligned}
 CAP_P[prc, site, t] &= resid_prc[prc, site, t] \\
 &+ \sum_{s=u[prc,t]}^t \left(\sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} INV_P_C[prc, site, seg, s] \right. \\
 &\quad \left. + \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} INV_P_A[prc, site, seg, s] \right) \\
 \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall t \in \{1, \dots, T\}
 \end{aligned} \tag{24}$$

où

$$u[prc, t] = \begin{cases} 1 & \text{si } prc \in Enf[site] \\ \max\{t - vie[prc] + 1, 1\} & \text{sinon} \end{cases}$$

$$\begin{aligned} INV_P_C[prc, site, seg, t] &\leq M \times D_CONS_P[prc, site, seg, t] \\ \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall seg \in \{1, \dots, n_seg_cons[prc]\}, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (25)$$

$$\begin{aligned} INV_P_A[prc, site, seg, t] &\leq M \times D_AUG_P[prc, site, seg, t] \\ \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall seg \in \{1, \dots, n_seg_aug[prc]\}, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (26)$$

$$\begin{aligned} cap_min[prc] \times EXIST_P[site, prc, t] &\leq CAP_P[prc, site, t] \\ &\leq cap_max[prc] \times EXIST_P[site, prc, t] \\ \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (27)$$

$$\begin{aligned} \sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} D_CONS_P[prc, site, seg, t] + EXIST_P[site, prc, t-1] &\leq 1 \\ \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (28)$$

$$\begin{aligned} \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} D_AUG_P[prc, site, seg, t] - EXIST_P[site, prc, t-1] &\leq 0 \\ \forall site \in Site, \forall prc \in Proc[site], \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{aligned} \quad (29)$$

$$\sum_{prc \in Proc[site]} EXIST_P[site, prc, t] \leq 1, \quad \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (30)$$

où

$resid_prc[prc,site,t]$ est la capacité installée résiduelle de la technologie prc au lieu $site$ au début de la première période d'étude et disponible à la période t (le coût d'investissement de cette capacité est considéré comme un coût englobé dépensé avant la première période) ;

$n_seg_cons[prc]$ est le nombre de segments linéaires utilisés pour décrire la fonction concave de coût d'investissement pour une nouvelle technologie de traitement ou d'élimination prc ;

$n_seg_aug[prc]$ est le nombre de segments linéaires utilisés pour décrire la fonction concave de coût d'investissement pour l'addition de capacité à une technologie de traitement ou d'élimination prc déjà existante ;

$INV_P_C[prc,site,seg,t] \geq 0$ est une variable dont la valeur est la capacité de la nouvelle technologie de traitement ou d'élimination prc installée au lieu $site$ au début de la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$INV_P_A[prc,site,seg,t] \geq 0$ est une variable dont la valeur est la capacité ajoutée à une technologie de traitement ou d'élimination prc déjà existante au lieu $site$ au début de la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$vie[prc]$ est la durée de vie utile de la technologie prc , c'est-à-dire le nombre de périodes pour lesquelles la nouvelle capacité peut être utilisée ;

$D_CONS_P[prc,site,seg,t]$ est une variable binaire de décision prenant la valeur 1 si et seulement si il y a construction d'une nouvelle technologie de type prc est installée au lieu $site$ au début de la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$D_AUG_P[prc,site,seg,t]$ est une variable binaire de décision prenant la valeur 1 si et seulement si a lieu une expansion de capacité, au début de la période t , à une technologie de type prc localisée au lieu $site$, utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$cap_min[prc] > 0$ est la capacité minimale de la technologie prc lorsqu'elle existe ; et

$cap_max[prc]$ est la capacité maximale de la technologie prc lorsqu'elle existe.

Les contraintes (24) indiquent que la capacité installée d'une technologie sur un certain site à une période donnée est égale à la somme de sa capacité résiduelle et des investissements effectués à la période courante et aux périodes précédentes qui demeurent à l'intérieur de sa durée de vie utile. Les technologies d'enfouissement sont supposées avoir une très longue durée de vie (de T périodes ou plus). Des investissements existent pour une nouvelle capacité (les variables INV_P_C) ou pour l'expansion d'une capacité existante (les variables INV_P_A).

Les contraintes (25) et (26) associent les variables d'investissement aux variables binaires de décision D_CONS_P et D_AUG_P selon le segment linéaire choisi. Les contraintes (27) assurent que la capacité existante d'une technologie se trouve dans une fourchette déterminée par des considérations techniques de faisabilité.

Les contraintes (28) obligent les variables de décision D_CONS_P associées à la nouvelle capacité d'une technologie sur un site donné à prendre la valeur zéro lorsqu'il existe déjà une certaine capacité pour cette technologie. Autrement, ces variables de décision sont libres. Les contraintes (29) obligent les variables de décision D_AUG_P associées à l'expansion de capacité d'une technologie sur un site donné à être fixées à zéro lorsqu'il n'y a aucune capacité existante pour cette technologie. Autrement, elles sont libres.

Finalement, les contraintes (30) assurent qu'il n'existe pas plus d'une technologie à chacun des sites pendant chaque période. Ceci n'exclut pas, comme le montrent les contraintes précédentes, de futurs investissements sur un site donné lorsqu'il existe déjà une technologie avec une certaine capacité sur ce site.

3.2.9 Contraintes de superficie requise

Chaque technologie de traitement et d'élimination possède un certain besoin en superficie et chaque site adéquat pour une telle technologie est caractérisé par sa superficie totale (et par un coût unitaire de terrain). Les contraintes suivantes calculent les besoins en superficie pour chaque technologie, bornés par la superficie totale des sites. La superficie requise d'une nouvelle installation est décrite par la relation linéaire suivante : $Superficie = a + b \times Capacité$, où les constantes a et b varient selon chacune des technologies. Dans le cas d'une expansion de capacité à une installation déjà existante, le modèle omet la constante a .

$$SUPERF_REQUISE[site, t] = SUPERF_REQUISE[site, t-1] + \sum_{prc \in Proc[site]} \left(\sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} \left(aire_fixe[prc] \times D_CONS_P[prc, site, seg, t] \right) + \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} aire_var[prc] \times INV_P_A[prc, site, seg, t] \right) \quad (31)$$

$$\forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$SUPERF_REQUISE[site, t] \leq aire[site], \quad \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (32)$$

où

$SUPERF_REQUISE[site, t] \geq 0$ est la variable indiquant la surface du lieu $site$ occupée par une technologie de traitement ou d'élimination pendant la période t (si $t = 0$, il s'agit de la superficie utilisée à la fin de la période 0, c'est-à-dire au début de la période 1, équivalente à un paramètre de superficie initiale donné par l'utilisateur) ;

$aire_fixe[prc]$ est la superficie fixe requise par une nouvelle technologie prc , c'est-à-dire la surface minimale occupée par une telle technologie ;

$aire_var[prc]$ est le besoin en superficie par unité de capacité de la technologie prc ; et

$aire[site]$ est la superficie totale du lieu $site$.

3.2.10 Détournement de l'enfouissement

Il est possible d'établir des objectifs de détournement minimum de l'enfouissement qui génèrent des contraintes limitant les quantités de matières enfouies à chacune des périodes. Elles sont générées lorsque l'utilisateur utilise certains paramètres optionnels pour étudier les impacts de politiques de détournement.

$$\sum_{mat \in Mat} \sum_{enf \in Site_enf[mat]} Q_ENF[enf, mat, t] \leq \sum_{src \in Src} q[src, t] - det_min[t] \quad (33)$$

$$\forall t \in \{1, \dots, T\} : det_min[t] > 0$$

$$\sum_{mat \in Mat} \sum_{enf \in Site_enf[mat]} Q_ENF[enf, mat, t] \leq (1 - taux_det[t]) \times \sum_{src \in Src} q[src, t] \quad (34)$$

$$\forall t \in \{1, \dots, T\} : taux_det[t] > 0$$

où

$det_min[t] \geq 0$ est la quantité annuelle minimale (en tonnes) de matières détournées des sites d'enfouissement pendant la période t ; et

$taux_det[t] \in [0, 1]$ est le taux minimum de détournement des matières des sites d'enfouissement pendant la période t .

3.2.11 Contraintes de marché

Les matières, les collectes sélectives et l'énergie peuvent être vendues sur des marchés. De plus, chaque produit peut aller à un ou plusieurs marchés. Le dernier segment qui approxime la fonction concave représentant la demande du marché pour un produit spécifique ne possède pas de borne supérieure.

$$\sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat(trn)}} \sum_{site \in Site} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] = DEMANDE[mat, mar, t] \quad (35)$$

$$\forall mat \in Mat, \forall mar \in Marché[mat], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$\sum_{\substack{src \in Src: \\ col \in Col_s[src]}} FLOT_CS_MAR[col, src, mar, t] = DEMANDE[col, mar, t] \quad (36)$$

$$\forall col \in Col_sel, \forall mar \in Marché[col], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$\sum_{site \in Site} FLOT_ENERM[ener, site, mar, t] = DEMANDE[ener, mar, t] \quad (37)$$

$$\forall ener \in Energie, \forall mar \in Marché[ener], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$DEMANDE[prod, mar, t] = \sum_{seg=1}^{n_seg_mar[prod, mar]} VENTES[prod, mar, seg, t] \quad (38)$$

$$\forall prod \in Mat \cup Col_sel \cup Energie, \forall mar \in Marché[prod], \forall t \in \{1, \dots, T\}$$

$$\begin{aligned}
VENTES[prod, mar, seg, t] &\leq ventes_max[prod, mar, seg, t] \\
\forall prod \in Mat \cup Col_sel \cup Energie, \forall mar \in Marché[prod], \\
\forall seg \in \{1, \dots, n_seg_mar[prod, mar] - 1\}, \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{39}$$

$$\begin{aligned}
demande_min[prod, mar, t] &\leq DEMANDE[prod, mar, t] \\
&\leq demande_max[prod, mar, t] \\
\forall prod \in Mat \cup Col_sel \cup Energie, \forall mar \in Marché[prod], \forall t \in \{1, \dots, T\}
\end{aligned} \tag{40}$$

où

$DEMANDE[prod, mar, t] \geq 0$ est la demande annuelle pour le produit *prod* par le marché *mar* pendant la période *t* ;

$VENTES[prod, mar, seg, t] \geq 0$ est la quantité annuelle du produit *prod* vendu sur le segment *seg* du marché *mar* pendant la période *t* ;

$ventes_max[prod, mar, seg, t]$ est la quantité annuelle maximale du produit *prod* pouvant être vendu sur le segment *seg* du marché *mar* pendant la période *t* ;

$demande_max[prod, mar, t]$ est la demande annuelle maximale pour le produit *prod* par le marché *mar* pendant la période *t* ; et

$demande_min[prod, mar, t]$ est la demande annuelle minimale pour le produit *prod* par le marché *mar* pendant la période *t*.

Les contraintes (35)-(37) déterminent les demandes des marchés pour les matières, les collectes et l'énergie. Les contraintes (38) associent les variables de demande à la structure des marchés définie en terme de segments. Les relations (39) ne sont pas des contraintes mais des bornes supérieures sur les variables de *VENTES*, c'est-à-dire sur la capacité d'absorption de chacun des segments des marchés. Finalement, les relations (40) sont des bornes inférieure et supérieure sur les variables de demande. Elles peuvent être utilisées pour tester certaines contraintes des marchés (contrats, scénarios sur la taille maximale des marchés, etc.).

3.2.12 Autres contraintes

Les contraintes (27) utilisent des bornes inférieures et supérieures sur la capacité d'un procédé en général. Il existe également des contraintes auxquelles sont associées des paramètres de *bornes inférieures et supérieures sur la capacité* de :

- un procédé localisé sur un site particulier (en fait, il s'agit de bornes sur les variables CAP_P) ;
- un type de procédé sur l'ensemble des sites où il est localisé (par exemple, la totalité des incinérateurs de masse ² ne doivent pas dépasser 500 000 t/an de capacité) ;
- tous les procédés d'une même catégorie de technologies sur un site particulier (par exemple, l'incinération, peu importe qu'elle soit de masse ou modulaire, ne doit pas dépasser 400 000 t/an sur le site X) ;
- tous les procédés d'une même catégorie de technologies sur l'ensemble des sites où ils peuvent être localisés (par exemple, l'incinération ne doit pas dépasser 700 000 t/an au total).

Il existe également *des bornes inférieures et supérieures sur le nombre d'installations* d'un type de technologie ou d'une catégorie de technologies. Tous ces paramètres sont de nature politique et optionnels, utilisés à la discrétion de l'utilisateur.

3.2.13 Fonctions-objectifs

Le modèle Eugène possède actuellement deux fonctions-objectifs pouvant être choisies par l'utilisateur. La première est le coût total actualisé du système et la seconde est la quantité totale d'enfouissement.

² Il existe deux types d'incinérateurs : les incinérateurs de masse et les incinérateurs modulaires ; voir le chapitre 4.

3.2.13.1 Fonction-objectif I: Coût total actualisé du système

La fonction-objectif représente la somme de tous les coûts du système moins la somme de tous les revenus provenant des ventes des marchés, actualisées pour toutes les périodes. Elle peut être résumée comme suit:

$$CTNAS = \sum_{t=1}^T \left\{ fa_flot[t] \times (COUTS_ANNUELS[t] - REVENUS_VENTES[t]) \right. \\ \left. + fa_ci[t] \times (COUTS_INVEST[t] - VALEURS_RACHAT[t]) \right\} \quad (41)$$

avec

$$fa_flot[t] = \sum_{y=1}^{app} (1 + taux_act)^{1-y} / (1 + taux_act)^{app \times (t-1)}$$

$$fa_ci[t] = 1 / (1 + taux_act)^{app \times (t-1)}$$

et où

$taux_act$ est le taux annuel d'actualisation ;

$fa_flot[t]$ est le facteur d'actualisation pour les flots annuels de la période t (le numérateur actualise les flots annuels de la période au début de cette période et le dénominateur actualise le coût du début de la période au début de la première période) ;

$COUTS_ANNUELS[t]$ est une variable équivalente à la somme des coûts annuels qui ont lieu pendant la période t ;

$REVENUS_VENTES[t]$ est la variable équivalente à la somme de tous les revenus annuels provenant des ventes des marchés pendant la période t ;

$fa_ci[t]$ est le facteur d'actualisation pour les coûts d'investissement de la période t (ces coûts sont supposés être faits en début de période) ;

COUTS_INVEST[t] est une variable équivalente à la somme des coûts d'investissement de la période t ; et

VALEURS_RACHAT[t] est une variable dont la valeur représente la correction au problème de l'effet de fin de période d'étude qui se manifeste dans les modèles dynamiques de programmation mathématique ; la correction réduit le coût pour l'investissement d'une technologie lorsqu'une partie de sa durée de vie technique s'étend au-delà de la dernière période d'étude.

Les relations définissant les variables précédentes, excepté pour les variables de valeurs de rachat, sont les suivantes. La description des contraintes associées aux valeurs de rachat peut être trouvée dans Fishbone and Abilock (1981).

$$\begin{aligned}
\bullet \text{ } COUTS_ANNUELS[t] = & \sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} q[src,t] \times cout_unit_col[comb,t] \times COMB[src,comb,t] \\
& + \sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} varom_transp[col,t] \times \left(\begin{aligned} & \sum_{dest \in Site} dist[src,dest] \times FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] \\ & + \sum_{dest \in Site_trn} dist[src,dest] \times FLOT_CS_TRI[src,col,dest,t] \\ & + \sum_{mar \in Marché[col]} dist[src,mar] \times FLOT_CS_MAR[col,src,mar,t] \end{aligned} \right) \\
& + varom_transp["sv",t] \\
& \times \sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} \left(\begin{aligned} & \sum_{dest \in Site} dist[src,dest] \times FLOT_SV_TRI[src,comb,dest,t] \\ & + \sum_{dest \in Site_enf_adm[src,comb,t]} dist[src,dest] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,dest,t] \end{aligned} \right) \\
& + \sum_{trn \in Trn_int} \left(\begin{aligned} & cout_unit_trn[trn,t] \times CAP_T[trn,t] + varom_transp[trn,t] \times \\ & \left\{ \begin{aligned} & \sum_{dest \in Site: orig \neq dest} dist[orig,dest] \times \sum_{mat \in Transp_mat[trn]} FLOT_II[trn,mat,orig,dest,t] \\ & + \sum_{enf \in Site_enf} dist[orig,enf] \times \sum_{\substack{mat \in Transp_mat[trn]: \\ enf \in Site_enf[mat]}} FLOT_IE[trn,mat,orig,enf,t] \\ & + \sum_{\substack{mat \in Transp_mat[trn] \\ mar \in Marché[mat]}} dist[orig,mar] \times FLOT_IM[trn,mat,orig,mar,t] \end{aligned} \right\} \end{aligned} \right) \\
& + \sum_{site \in Site} \sum_{prc \in Proc[site]} \left(\begin{aligned} & fixom[prc,t] \times CAP_P[prc,site,t] \\ & + \sum_{mode \in Mode[prc]} varom[prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t] \end{aligned} \right) \\
& + \sum_{mat \in Mat} taxe_enf[mat,t] \times \sum_{enf \in Site_enf[mat]} Q_ENF[enf,mat,t]
\end{aligned}$$

où

$cout_unit_col[comb,t]$ est le coût unitaire (en unités monétaires par tonne) du ramassage des ordures et des matières recyclables/organiques par les collectes appartenant à la combinaison $comb$ pendant la période t ;

$varom_transp[ct,t]$ est le coût unitaire de transport (en unités monétaires par tonne-km) des collectes des ordures ($ct="sv"$), des collectes sélectives ($ct \in Col_sel$) et des matières obtenues à la sortie des technologies de traitement ($ct \in Trn_Int$) pendant la période t ;

$dist[orig,dest]$ est la distance entre les sites $orig$ et $dest$;

$cout_unit_trn[trn,t]$ est le coût unitaire (en unités monétaires par tonne) du ramassage, utilisant le mode de transport trn à la période t , des matières produites à chacun des sites où une technologie de traitement ou d'élimination peut être localisée ;

$fixom[prc,t]$ est le coût annuel fixe d'opération et de maintenance associé à la capacité installée de la technologie prc pendant la période t et déboursé peu importe l'activité de l'installation ;

$varom[prc,mode,t]$ est le coût annuel variable d'opération et de maintenance dépendant de l'activité du mode opératoire $mode$ de la technologie prc pendant la période t ; et

$taxe_enf[mat,t]$ est la taxe d'enfouissement (en unités monétaires par tonne) de la matière mat pendant la période t .

Il est à noter que la dernière composante du membre droit de cette relation, soit le montant total des taxes à l'enfouissement, est utilisée de façon générale à des fins politiques pour évaluer des scénarios. Souvent, il ne s'agit pas d'un coût réel pour le système et il est possible de retirer ce montant du coût total net actualisé du système.

• $REVENUS_VENTES[t] =$

$$\sum_{\substack{prod \in \\ .Mat \cup C\acute{o}l_sel \cup Energie}} \sum_{mar \in .March\acute{e}[prod]} \sum_{seg=1}^{n_seg_mar[prod,mar]} prix[prod,mar,seg,t] \times VENTES[prod,mar,seg,t]$$

où

$prix[prod,mar,seg,t]$ est le prix unitaire du produit $prod$ dans le segment seg du marché mar pendant la période t .

• $COUTS_INVEST[t] =$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src]} cout_sens[src, comb, t] \times COMB[src, comb, t] \\ + \sum_{site \in Site} \sum_{prc \in Proc[site]} \left[\begin{aligned} & \sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} \left\{ \begin{aligned} & \left(fixinv_cons[prc, seg, t] \right. \\ & \left. + aire_fixe[prc] \times cout_terrain[site] \right) \times D_CONS_P[prc, site, seg, t] \\ & + \left(varinv_cons[prc, seg, t] \right. \\ & \left. + aire_var[prc] \times cout_terrain[site] \right) \times INV_P_N[prc, site, seg, t] \end{aligned} \right\} \\ & + \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} \left\{ \begin{aligned} & fixinv_aug[prc, seg, t] \times D_AUG_P[prc, site, seg, t] \\ & + \left(varinv_aug[prc, seg, t] \right. \\ & \left. + aire_var[prc] \times cout_terrain[site] \right) \times INV_P_A[prc, site, seg, t] \end{aligned} \right\} \end{aligned} \right]$$

où

$cout_sens[src, comb, t]$ est le coût de sensibilisation associé à l'instauration ou à la continuation de la combinaison de collectes $comb$ à la source src pendant la période t (ce coût est déboursé peu importe l'existence ou non de la combinaison pendant la période de temps précédente) ;

$fixinv_cons[prc, seg, t]$ est le coût fixe d'investissement d'une nouvelle technologie prc pendant la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$varinv_cons[prc, seg, t]$ est le coût par unité de capacité pour une nouvelle technologie prc pendant la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ;

$cout_terrain[site, t]$ est le coût unitaire (en unités monétaires par unité de surface) du terrain au lieu $site$ à la période t ;

$fixinv_aug[prc, seg, t]$ est le coût fixe d'investissement pour l'expansion de capacité d'une technologie prc pendant la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg ; et

$varinv_aug[prc, seg, t]$ est le coût unitaire pour l'expansion de capacité d'une technologie existante prc pendant la période t , utilisant la fonction linéaire de coût d'investissement seg .

3.2.13.2 Fonction-objectif II: Enfouissement cumulatif

Il s'agit de la somme sur toutes les périodes des volumes de matières enfouies dans tous les sites d'enfouissement.

$$app \times \sum_{t=1}^T \sum_{enf \in Site_enf} \sum_{\substack{prc \in \\ Proc[enf]}} \sum_{\substack{mode \in \\ Mode[prc]}} ACT[prc, mode, enf, t] \quad (42)$$

3.2.14 Le modèle

Le modèle Eugène est le suivant :

minimiser *fonction – objectif* (41) ou (42)
 sujet aux *contraintes* (1) – (40)
 et à l'intégralité et aux restrictions de positivité
 des *variables*

Il est à noter que divers indicateurs sociaux et environnementaux seront ajoutés pour un usage éventuel dans une analyse multicritères. À ce stade-ci, nous avons utilisé le modèle selon le critère (41) et des résultats découlant de cette expérimentation sont présentés au chapitre 6.

Chapitre 4

Description des technologies de traitement et d'élimination

Une description sommaire des principales technologies connues en gestion des déchets est nécessaire à la compréhension de certains paramètres de modélisation. Or, il était impossible de couvrir toutes les technologies existantes dans le cadre de cette recherche. Nous avons dû faire des choix quant aux technologies à implanter dans la version originale de la base de données du modèle Eugène. Ces choix seront discutés plus en profondeur au chapitre suivant. Nous allons donc mettre l'accent sur les technologies choisies. Néanmoins, une description plus succincte des autres technologies est donnée, afin de se faire une idée pour leur éventuelle implantation.

Par technologie de traitement, nous entendons tout processus physique (thermique, mécanique), chimique, biologique, biochimique et tout procédé de ségrégation, de séparation, de régénération ou de conditionnement, appliqué à un résidu en vue de produire une ressource secondaire ou un produit manufacturé, de réduire sa dangerosité, de faciliter sa manipulation ou son transport, de permettre son élimination ou sa réinsertion dans l'environnement (Serrener, 1996).

4.1 Le compostage

Le compostage est un traitement biologique qui convertit la portion organique des DSM en une matière ressemblant à de l'humus, appelée « compost ». Il s'agit d'un procédé aérobique se répartissant en trois étapes : i) le pré-traitement des DSM, ii) la décomposition aérobique de la fraction organique et iii) la préparation du produit et sa mise en marché. Le compost est principalement utilisé pour l'amendement des terres, mais aussi pour la restauration de sites ou le recouvrement des sites d'enfouissement

(Rhyner et al., 1995; Robinson, 1986). Il existe plusieurs technologies de compostage, par exemple le compostage en andains sur plate-forme, en conteneurs, en couloirs, etc.¹

Le compostage traite principalement les résidus de cuisine et de jardin, et parfois les papiers et cartons, ramassés par une collecte sélective. En fait, il existe plusieurs combinaisons, selon les matières compostées et leurs proportions, conduisant à divers types de qualité de compost : AA possèdent moins de contaminants que le A, mais tous deux sont de bons composts comparables sur tous les autres critères, tandis que le B est moyen. On peut même incorporer les boues d'épuration dans les recettes de compostage.

Une variante du compostage, dite tri-compostage, consiste à séparer, à partir d'un sac de déchets, les matières solides, telles que le verre, le métal et le plastique, afin d'être envoyées au recyclage, des matières humides, telles que les résidus de cuisine et les papiers contaminés, qui sont alors traitées dans le but de produire du compost (et des rejets, bien sûr).

4.2 Les centres de tri

Un centre de tri est la composante intermédiaire essentielle entre la récupération des DSM et le recyclage de ces DSM. *A priori*, il faut distinguer les centres de récupération des centres de tri à caractère industriel. Par exemple, les éco-centres qui viennent tout juste d'être implantés à Montréal n'ont qu'une fonction de récupération, puisque les matières secondaires qui y sont amenées, en général par les citoyens, doivent ensuite être transportées à un centre de tri. Ce dernier sépare et conditionne les matières secondaires afin de les rendre conformes aux exigences des recycleurs.

¹ Pour connaître les détails sur le compostage, il faut se référer au mémoire de Ratel (1997), qui a modélisé spécifiquement les procédés de compostage pour notre groupe de recherche.

L'approvisionnement d'un centre de tri est assuré principalement par la collecte sélective des DSM du secteur résidentiel, mais aussi par les déchets des secteurs industriel, commercial et institutionnel (BAPE/RIGDIM, 1993).

4.2.1 Historique

Plusieurs approches ont été proposées pour la récupération des matières provenant des DSM depuis les derniers quarante ans. Les projets proposés couvraient des procédés de basse technologie (petites capacités, relativement simples, axés sur la main-d'œuvre, minimum d'équipement) jusqu'aux concepts de haute technologie (grandes capacités, relativement complexes, axés sur la mécanisation). Or, il s'est avéré que, peu importe le niveau technique du tri, la séparation des matières secondaires était impossible si elles étaient mélangées, par exemple dans un sac à ordures, et toutes les expériences dans ce domaine se sont avérées infructueuses (EPA, 1991; CUQ, 1985).

C'est au milieu des années 1980 que les centres de tri tels que nous les connaissons, c'est-à-dire semi-automatisés et conçus en fonction du tri à la source, se sont révélés fort efficaces, techniquement et économiquement. C'est d'ailleurs à cette époque que les premières collectes sélectives ont été implantées dans la région de Montréal, plus précisément à Ville La Salle; on reconnaît là facilement le lien intrinsèque qui existe entre collectes sélectives et centres de tri.

L'efficacité du tri à la source découle du fait que les matières secondaires arrivant au centre de tri sont réparties en une dizaine de catégories, chacune étant bien différenciable par sa forme, sa densité, son volume et ses propriétés magnétiques. Il s'avère dès lors facile de les séparer mécaniquement et/ou manuellement puisqu'elles ne sont pas mélangées et contaminées par une multitude d'autres déchets qu'on retrouve dans nos poubelles (CUQ, 1985).

C'est en mai 1990 qu'un contrat a été signé entre la Ville de Montréal et la firme Rebut Solides Canadiens pour l'exploitation d'un centre de tri. Ce centre est situé sur le site du CTED, à côté du lieu où sont effectués les opérations d'enfouissement, d'où le sigle pour « Centre de tri et d'élimination des déchets »² (Défi Déchets 3, 1991).

4.2.2 Fonctionnement général

Du processus de récupération jusqu'au tri, les matières secondaires sont souvent partagées en deux types de flots. Dans la collecte sélective porte-à-porte (ou par apport volontaire), il existe deux compartiments dans le bac à recyclage (ou deux types de cloches): l'un pour les fibres cellulosiques, c'est-à-dire les papiers et cartons, et l'autre pour les contenants de verre, de plastique et de métal. Incidemment, il y a aussi deux compartiments dans les camions de collecte sélective et il en est ainsi pour les chaînes de triage dans les centres de tri.

En ce qui concerne les fibres, le tri manuel s'avère la méthode la plus efficace. Les équipements de tri de ces matières sont simples, qu'il s'agisse d'une table de tri manuel où les papiers et cartons sont déversés et triés manuellement, ou d'une table de tri mécanisée, c'est-à-dire un convoyeur, où les matières défilent plus ou moins rapidement devant les trieurs et d'où les papiers contaminés et autres matières non fibreuses sont retirées (MEF, 1994).

Les contenants sont également transportés sur des convoyeurs, où divers équipements mécaniques entrent en fonction. Mais avant de passer à travers ces équipements, certains centres de tri appliquent le processus de réduction où les contenants sont brisés en petites particules uniformes. Les matières réduites sont ainsi manipulées plus facilement dans les opérations de séparation.

² Le CTED porte le nom de « Complexe environnemental Saint-Michel » depuis le mois de mai 1997.

Séparation par densité

Ce type de séparation exploite le fait que les matières sont caractérisées par leur densité, c'est-à-dire leur masse par unité de volume. Le principe de base de cette opération découle du fait que, dans un mélange de contenants, les matières de forte densité ont tendance à couler ou à tomber, tandis que celles avec une densité plus petite flottent. Cette méthode peut se faire principalement par flottaison dans un liquide et par aspiration ou soufflerie (séparateurs par air). La fraction légère est constituée de papiers/cartons (s'il n'y a pas deux chaînes de triage), de textiles (si récupérés) et de plastiques légers; la fraction lourde est composée de métaux, de verre, de roches (contaminants) et de plastiques lourds.

Séparation par inertie

L'inertie, définie comme la résistance d'un objet à changer de mouvement, peut également servir à séparer certaines matières. Les principaux séparateurs inertiels consistent en des tables vibrantes et des séparateurs balistiques. Étant dépendante de la densité, l'inertie sépare la fraction légère de la fraction lourde des matières, similairement à la séparation par densité.

Séparation magnétique

Les forces magnétiques d'attraction ou de répulsion peuvent aisément séparer les objets métalliques des autres matières et peuvent impliquer deux types de séparateurs :

- i) les séparateurs ferromagnétiques, permettant de séparer les métaux ferreux des métaux non ferreux et autres matières non magnétiques ;
- ii) les séparateurs appliquant le principe physique du courant de Foucault, qui permettent de séparer les métaux non ferreux tel l'aluminium des non-métaux, en induisant des courants dans les métaux avec un champ magnétique alternatif.

Séparation optico-électronique/par infrarouge/par rayon X

Les techniques de spectroscopie couplées à la technologie informatique moderne peuvent être utilisées pour séparer le verre par couleur et les plastiques par couleur et type de résine. Mais il demeure, pour l'instant, plus efficace de procéder à ce genre de tri de façon manuelle par reconnaissance visuelle.

Séparation par grosseur

La séparation par grosseur est accomplie en passant les matières à travers un crible ou un tambour rotatif, dans lequel les objets de plus petite taille que les trous du crible tombent, tandis que les objets plus gros sont retenus sur le crible. Cette méthode est surtout utilisée afin de séparer diverses grosseurs de plastiques, c'est-à-dire les types de plastiques.

Après avoir séparé les matières secondaires, ces dernières doivent être finalement conditionnées et le degré de ce conditionnement est intimement lié aux conditions de leur mise en marché. Il demande à tout le moins une densification des matières afin de fournir une manipulation commode et réduire les frais de transport vers les recycleurs. Outre la mise en ballots du papier, du carton, du plastique et du métal, le verre peut être décontaminé et broyé en calcin, les boîtes de conserve et les canettes d'aluminium, déchiquetées et le plastique, transformé en granules (Rhyner et al., 1995; MEF, 1994).

4.2.3 Types de centres de tri

Malgré le fait que la plupart des centres de tri soient hautement mécanisés, il existe encore une portion de travail qui est mieux effectuée manuellement, soit, entre autres, le tri des papiers et cartons. Or, le compromis entre le tri manuel et le tri automatique réside dans les coûts d'opération de main-d'œuvre versus les coûts

d'investissement. Un peu dans cette optique, nous avons considéré deux types de centres de tri : un centre de tri de base, dit centre de tri « poussé » et un centre de tri réduit, dit centre de tri « peu poussé ».

Centre de tri poussé

Le centre de tri poussé est en fait un centre de tri de base semi-automatisé, dans lequel le flot de fibres est constitué de toutes les sortes de papiers (journal, fin, glacé, mélangé) et tous les cartons, sauf généralement les cartons multicouches. Le flot de contenants est composé, quant à lui, de plastiques, de métaux ferreux et non ferreux (aluminium) et de verre. Le terme « poussé » est relatif au tri manuel nécessaire à la séparation des divers papiers et cartons. Le centre de tri existant au CTED fait partie de cette catégorie.

Centre de tri peu poussé

Le centre de tri peu poussé a comme objectif de réduire le tri manuel, en diminuant la liste des matières recyclables dans le flot de fibres, tout en conservant le flot de contenants comme il a été décrit pour le centre de tri poussé. Ainsi, nous nous limitons à la seule catégorie du papier journal dans le flot de fibres. Ce faisant, nous pouvons réduire la main-d'œuvre et par le fait même, les coûts d'investissement reliés à l'aire de travail et certains coûts d'opération (EPA, 1991).

Le choix du journal comme seule matière dans le flot des fibres se justifie pour trois raisons : i) le journal est une matière bien différenciée par la population lors de la collecte sélective ; ii) le journal possède un marché stable ; iii) en éliminant du tri le papier fin, le papier mélangé et le carton, ces derniers peuvent être mélangés avec des matières putrescibles afin d'être compostés avantageusement, puisque l'humidité d'un bon compost doit être limitée et que les fibres ne sont pas des matières humides.

4.3 Les méthodes de récupération d'énergie thermique

Sachant que plus de 75% des matières résiduelles ont la propriété de brûler, nous pouvons récupérer de l'énergie directement en chaleur à partir des DSM ou encore indirectement en transformant ces déchets en un combustible pouvant être entreposé.

4.3.1 Récupération indirecte

La récupération indirecte implique plusieurs procédés différents pouvant être catégorisés en trois classes : physique, thermique et biologique.

4.3.1.1 CDDM

Dans le traitement physique, les fractions combustible et non combustible des DSM sont séparées l'une de l'autre. Les caractéristiques physiques de la portion combustible sont altérées afin d'augmenter sa combustibilité, c'est-à-dire qu'elle est broyée finement pour être ensuite compactée à très haute densité. Le produit résultant est communément appelé « combustible dérivé des déchets municipaux » ou simplement « CDDM ». Il peut, selon le déchet d'origine et la technique utilisée, ressembler à une brique similaire à du charbon. D'ailleurs, le développement du CDDM découle de la volonté d'utiliser un combustible de remplacement au charbon. Le principal avantage de cette technique est le faible taux d'humidité dans le produit fini, ce qui en fait un bon combustible facilement entreposable (Défi déchets 9 et 10, 1991).

De nombreux échecs sont survenus, particulièrement aux États-Unis, dans le domaine du CDDM densifié, principalement en raison de la très grande complexité qui a souvent été l'apanage de plusieurs usines productrices de CDDM, parfois converties à l'incinération de déchets non conditionnés. En 1987, 77% de la capacité opérationnelle

de combustion aux États-Unis était fournie par des unités d'incinération, versus 23% par des unités de combustion de CDDM (MENVIQ / SNC, 1987; Tchobanoglous, 1993).

4.3.1.2 Pyrolyse

Dans le traitement thermique, couramment désigné par le terme « pyrolyse », l'objectif est de convertir presque entièrement les déchets en un gaz combustible. Mais en dépit de ce but, le résultat usuel donne un ensemble de produits solides, liquides et gazeux qui sont plus ou moins combustibles. Le terme « pyrolyse », pris au sens large afin de ne pas engendrer de confusion, se réfère à l'ensemble des procédés de décomposition thermique avec combustion incomplète. On y retrouve la pyrolyse pure, en l'absence d'oxygène, et la « gazéification », qui consiste en une oxydation partielle.

La pyrolyse est largement utilisée comme procédé industriel pour la conversion du bois en charbon de bois et autres produits chimiques comme l'éthanol, du charbon en coke pour les fonderies, etc. Malheureusement, la majorité des compagnies qui ont développé des procédés de pyrolyse des déchets, depuis le début des années 1970, ont retiré leurs produits du marché, à cause de nombreux problèmes opérationnels et de l'insuccès à produire des combustibles commercialisables. Par contre, la gazéification, en tant que telle, est utilisée indirectement dans les procédés d'incinération décrits aux sections suivantes (MENVIQ/SNC, 1987; Tchobanoglous, 1993).

4.3.1.3 Méthanisation

Dans le traitement biologique de récupération indirecte d'énergie, les produits sont soit gazeux soit liquides, en fonction du système utilisé. En général, les déchets municipaux, ou plutôt leur portion organique, produisent un gaz combustible, soit le

méthane (CH_4). On lui donne aussi le nom de biogaz³, et le procédé dans lequel ce biogaz est formé est connu sous les divers noms de « digestion anaérobique », « fermentation anaérobique » ou encore « méthanisation ».

Cette technique très ancienne permettait, par exemple en 1895, d'éclairer les rues d'Exeter en Angleterre au moyen de gaz généré à partir de fosses septiques (MENVIQ/SNC, 1987). Aujourd'hui, la méthanisation peut se faire de façon naturelle et lente dans les sites d'enfouissement sanitaire, à partir de la matière putrescible enfouie. D'ailleurs, au CTED, une installation de valorisation énergétique appartenant à Gazmont permet de récupérer le biogaz émanant du site et de le convertir en électricité vendue à Hydro-Québec.

Il existe également des procédés industriels de méthanisation des déchets municipaux. La méthanisation industrielle connaît un essor depuis ses premières réalisations en 1979, étant donné l'opportunité de récupérer du méthane et du fait que la matière « digérée » est similaire au compost produit de façon aérobique. Par contre, cette technique nécessite un tri préalable, tout comme le tri-compostage, de façon à ce que seule la matière organique soit présente dans le digesteur. Cette contrainte peut engendrer certains problèmes de préparation et de mélange des déchets, occasionnant ainsi des bris d'équipement et des blocages dans le fonctionnement du système de mélange, quoique ces problèmes aient été résolus ou soient en voie de résolution (MENVIQ/SNC, 1987; Tchobanoglous, 1993).

4.3.2 Récupération directe : l'incinération

La récupération directe de l'énergie thermique est accomplie par la combustion en vrac des déchets. L'incinération demeure un des procédés les plus connus des citoyens,

³ En fait, le biogaz est composé de CH_4 à 40%-55%, de CO_2 à 40%-50%, de N_2 à 2%-8%, de O_2 à 0.3-0.5% et d'autres types de composés à 1% (Défi Déchets 10, 1991).

car elle est souvent bien médiatisée lors de l'élaboration de projets de gestion des déchets tels que celui de la Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal (RIGDIM)⁴.

4.3.2.1 Historique

Il y a longtemps que des foyers, des commerces et certaines institutions comme les hôpitaux brûlent leurs déchets de façon privée. Mais l'utilisation de l'incinération « publique » comme méthode de disposition des DSM est très récente, datant de la fin du dix-neuvième siècle, si on la compare à des techniques plus traditionnelles d'élimination telles que le déversement des déchets dans les dépotoirs ou l'enfouissement des déchets. L'intérêt premier de l'incinération provenait du fait qu'en terme d'élimination, une réduction maximale du volume ou du poids pouvait être atteinte. Pourtant, en Amérique du Nord, cette nouvelle période prometteuse quant à l'incinération prit fin au milieu des années 1960. Le problème majeur relevait d'une émission excessivement grande de particules nocives (Diaz et al., 1982).

Malgré cela, la notoriété de l'incinération n'a cessé d'être forte dans les nations de l'Europe de l'ouest. L'incorporation de la valorisation énergétique au procédé d'incinération fut le principal facteur ayant contribué à cette popularité persistante en Europe. Une reconnaissance tardive du potentiel énergétique de l'incinération permit une résurgence de l'incinération aux États-Unis. Un autre facteur important dans cette reconnaissance est l'accroissement continu du pouvoir calorifique des déchets, amené par une hausse du ratio des plastiques et papiers sur les résidus de cuisine et de jardin. Lors des années 1980, le Japon surpassa l'Europe et les États-Unis en termes du nombre et des capacités des incinérateurs (Diaz et al, 1982).

⁴ La Ville de Montréal a rejoint les rangs de la RIGDIM depuis le mois de mars 1997.

Le premier incinérateur de la Ville de Montréal entrain en service en 1893. À partir de ce moment, de nouvelles installations sont construites tandis que d'autres ferment leur porte pour diverses raisons dont l'apparition de technologies d'incinération plus respectueuses de l'environnement. L'incinérateur Des Carrières a été le dernier incinérateur à entrer en fonction en 1969. D'une capacité annuelle de 350 000 tonnes, ce dernier produisait de la vapeur à des conditions de température et de pression adaptées au chauffage, alimentant ainsi en 1982 dix-sept clients le long d'un réseau de vapeur commercial appartenant à la voie ferrée du Canadien Pacifique. Malgré d'importantes modifications au début des années 1980 afin de le rendre conforme au nouveau *Règlement sur les déchets solides de la CUM*, la Ville de Montréal interrompait les activités de l'incinérateur Des Carrières en 1993 afin de contrer une baisse substantielle de la clientèle extérieure non montréalaise au site d'enfouissement du CTED, appartenant aussi à la Ville. Elle mettait ainsi un terme à près d'un siècle d'incinération à Montréal (Défi Déchets 9, 1991).

4.3.2.2 Polémique entourant l'incinération

L'incinération jouit encore aujourd'hui, en Amérique du Nord, d'une réputation peu enviable auprès des populations. Malgré un contrôle très serré des émissions atmosphériques rejetées par les incinérateurs, en raison des normes environnementales sévères et de la prise de conscience des diverses strates de la société, les citoyens demeurent peu réceptifs à l'implantation d'incinérateurs. Pourtant, plusieurs études démontrent que les risques reliés à la pollution de l'air et les impacts potentiels sur la santé et le milieu biophysique (sols, eaux, sédiments, végétation, faune) sont non significatifs. À titre d'exemple, la RIGDIM affirme que le risque supplémentaire de cancer, compte tenu de leur projet de super-incinérateur, est de 0,62 cas par million de personnes exposées pendant 70 ans et que l'incidence de maladies autres que le cancer est négligeable (BAPE/RIGDIM, 1993).

Un autre aspect qui suscite beaucoup de controverse est l'incinération d'une part importante des déchets solides. Beaucoup de groupes environnementaux affirment que les incinérateurs gaspillent des ressources et que leur présence nuit aux efforts de réduction, de réemploi et de recyclage. Ils insistent sur le fait qu'un incinérateur ne peut être justifié en raison de l'évolution rapide des technologies en matière de gestion des déchets solides.

Il est difficile d'établir le bien-fondé d'un incinérateur, surtout lorsqu'on y appréhende une forte demande pour certaines matières recyclables en raison de leurs propriétés calorifiques. Des recherches ont établi que, lors d'analyses du cycle de vie de nouveaux produits versus celui des produits recyclés, il existe plus d'énergie conservée à travers le recyclage des matières secondaires que d'énergie générée à partir de l'incinération de DSM (Morris et Canzoneri, 1992; Morris, 1996). D'un autre côté, nous savons que les biogaz des sites d'enfouissement sont composés à moitié de méthane, dont l'action comme gaz à effet de serre est 25 fois supérieure à celle du gaz carbonique des incinérateurs. Donc, en plus de réduire le volume des déchets, l'incinération s'avère environnementalement avantageuse par rapport à l'enfouissement (Yakowitz, 1990).

Les aspects sociaux, quant à l'opposition des populations, et environnementaux des incinérateurs demeurent une facette primordiale dans l'acceptation et l'implantation de cette technique. Malheureusement, ces aspects dépassent le cadre de ce mémoire, mais ils seront étudiés dans la prochaine phase du projet et les paramètres associés à ces aspects seront introduits dans le modèle afin de pouvoir trancher dans des choix technologiques tels que ceux présentés précédemment.

4.3.2.3 Potentiel énergétique

Compte tenu du contexte de gestion intégrée des déchets prônant le principe des 4RV-E, il serait difficilement acceptable aujourd'hui, aux yeux de la population, de construire un incinérateur sans aucune valorisation énergétique.

Génération d'électricité

Nous avons dit précédemment que l'incinération des déchets possédait un potentiel énergétique intéressant, mais plusieurs obstacles peuvent ralentir la pleine réalisation de ce potentiel. Quelques-uns de ces obstacles sont de nature technique, d'autres sont reliés au marketing. Ces deux types de problèmes peuvent être surmontés partiellement en transformant l'énergie thermique en vapeur afin d'être vendue sur des marchés extérieurs pour générer de l'électricité, pour chauffer ou climatiser des bâtiments, ou pour une combinaison des deux. Mais encore, certaines difficultés relatives à la vente de vapeur peuvent survenir.

En effet, une telle approche est circonscrite par des frontières qui restreignent son application à la région avoisinante de l'incinérateur. Conséquemment, les autorités, particulièrement dans les grandes agglomérations urbaines, ont été forcées de considérer la conversion de la vapeur en électricité sur place, à l'aide de groupes turbo-alternateurs. La communauté ou la compagnie doit maintenant construire un incinérateur ayant la vocation d'une centrale électrique et installer des équipements de transmission et de distribution. En somme, la communauté assume ainsi les fonctions d'une compagnie de service électrique (Diaz et al., 1982).

Or, dans les années 1980, Hydro-Québec avait une politique d'achat qui l'astreignait à acquérir toute électricité provenant d'une technologie de valorisation énergétique des déchets telle que l'incinération et les centrales récupérant les biogaz des

sites d'enfouissement. Les tarifs étaient établis sur la base du coût évité par Hydro-Québec pour la construction et l'exploitation de ses propres équipements de production et de transport d'électricité. Malheureusement, depuis 1995, Hydro-Québec s'est rajusté au contexte nord-américain de libre marché. La société achète l'électricité des « centrales privées » si elle anticipe ce besoin. La grille des tarifs et les prix du marché fluctuent alors en fonction des demandes et de certains phénomènes tels que la carence du gaz naturel (Communication avec M. Rémy Dubois, Hydro-Québec, 1997).

Pouvoir calorifique

Le pouvoir calorifique des déchets est la quantité de chaleur dégagée par la combustion complète de l'unité de masse de déchets. On distingue deux types de pouvoirs calorifiques à volume constant: supérieur (PCS) et inférieur (PCI). Dans le PCS, on suppose que l'eau provenant du combustible ou formée en cours de combustion se retrouve à l'état liquide dans les produits de cette combustion, tandis que dans le PCI, cette eau reste à l'état de vapeur dans les produits de la combustion.

En pratique, le PCI représente l'énergie qui se dégage et qui peut être techniquement récupérée au cours de la combustion (Maystre et Duflon, 1994). Les valeurs de PCI varient de manière plus ou moins importante selon la composition des déchets. Nous verrons dans les paramètres reliés à l'incinération les valeurs prises par le PCI des déchets agrégés selon la nature des collectes sélectives.

Une génération d'électricité parfaitement efficace fournirait 1 kilowatt•heure (kWh) pour chaque 3600 kilojoules (kJ) de pouvoir calorifique dans le combustible intrant. À cause des pertes de chaleur et des inefficacités mécaniques dans la conversion de l'énergie thermique en électricité, 10 800 kJ sont typiquement requises pour produire un kWh à partir de combustibles conventionnels tels que le pétrole ou le charbon, ce qui amène un rendement moyen de 33% (Morris, 1996). Il est donc évident que la

conversion de DSM en électricité soit encore moins efficace que ces combustibles reconnus. Du PCI initial d'un déchet jusqu'à son énergie résiduelle convertie en électricité, le rendement est de l'ordre de 15% à 25%⁵.

4.3.2.4 Gestion des cendres d'incinération

L'incinération réduit le volume des déchets solides à 90% et la masse, à environ 75%⁵. Les rejets solides de l'incinération sont constitués principalement de cendres, dont il existe deux catégories :

- 1) les cendres de grilles recueillies dans le fond de la chambre à combustion, appelées aussi « mâchefers », représentent 90% des cendres générées ;
- 2) les cendres volantes, dont la proportion est de 10%, sont définies comme étant les poussières entraînées par les gaz de combustion et captées par le système de récupération énergétique ou le système d'épuration des fumées; elles se retrouvent souvent dans une boue ou un gâteau d'épuration, en même temps que d'autres produits usés issus des divers traitements de contrôle (Défi Déchets 9, 1991 ; Serrener, 1996).

Selon Environnement Canada, il est dit que dans la plupart des cas, les cendres de grilles ne sont pas toxiques et les cendres volantes le sont. Il est donc de plus en plus fréquent de procéder à la séparation de ces deux types de cendres. Dans le projet de l'incinérateur de la RIGDIM, il était proposé d'enfouir les mâchefers à la carrière Demix, exclusivement utilisée pour l'enfouissement sélectif des cendres et des boues de l'usine d'épuration des eaux usées de la CUM. Pour ce qui est des cendres volantes, il était prévu de les acheminer vers la firme Stablex, seul centre de traitement de déchets dangereux autorisé au Québec. Mais il serait également possible d'enfouir séparément les cendres volantes dans des cellules à sécurité accrue (BAPE/RIGDIM, 1993).

⁵ Voir la section 5.6.7 sur les intrants/extrants des incinérateurs.

La séparation des cendres ouvre également la voie à la valorisation des mâchefers qui peuvent être utilisés comme matériau de remblai ou pour la construction de routes, après avoir été déferrailés et tamisés. Cette pratique est de plus en plus courante en Europe, mais ici, des recherches spécifiques portant sur la caractérisation des mâchefers devront en confirmer la faisabilité. On pense notamment à l'utilisation potentielle des mâchefers traités à titre de matériaux de recouvrement et de fondement de routes dans les lieux d'enfouissement (Défi Déchets 9, 1991).

4.3.2.5 Fonctionnement général

L'incinération est un procédé de réduction des déchets non conditionnés par le biais d'une oxydation à haute température. Tout le monde le sait : « rien ne se perd, rien ne se crée », et en fait, l'incinération n'élimine rien. Elle transforme la matière de manière extrêmement radicale et rapide et pour ce faire, il existe plusieurs techniques permettant la combustion contrôlée des déchets, notamment : la combustion par grilles, la combustion par fours rotatifs, la combustion par fours à lits fluidisés. Mais peu importe le type de combustion utilisé, la composante de base du fonctionnement d'un incinérateur demeure l'oxygène.

L'air étant une source naturelle d'oxygène, un élément important à comprendre est « l'air de combustion » ou « l'air théorique » ou encore « l'air stœchiométrique », défini comme étant la quantité exacte d'air qui doit être fourni pour accomplir la combustion complète des déchets selon une certaine équation stœchiométrique décrivant la réaction de combustion. Nous pouvons distinguer trois étapes dans l'apport d'air nécessaire dans un incinérateur :

- 1) L'air primaire est envoyé parmi les déchets à partir de la partie inférieure de la grille supportant les déchets ; la vitesse de cet air ne doit pas être trop forte sinon les cendres créées seront en suspension au lieu de tomber dans un système de collecte.

- 2) L'air secondaire est soufflé dans la chambre à combustion à partir de « gicleurs » au-dessus des déchets afin de mélanger et brûler les gaz de combustion.
- 3) L'air tertiaire refroidit les gaz de conduit⁶ quittant la chambre de combustion avant de joindre l'équipement de contrôle de pollution de l'air.

Ainsi, la température est maîtrisée en contrôlant le taux d'approvisionnement des déchets et l'approvisionnement en air primaire et secondaire (Rhyner et al., 1995). Ces notions sur l'air de combustion serviront à comprendre la différence entre les types d'incinérateurs.

4.3.2.6 Types d'incinérateurs

Il existe deux grandes classes d'incinérateurs qui se distinguent par leurs paramètres, particulièrement ceux qui sont relatifs aux coûts et aux capacités : les incinérateurs de masse et les incinérateurs modulaires.

i) Les incinérateurs de masse

Les incinérateurs de masse sont des procédés de grande capacité, brûlant généralement plus de 125 000 tonnes de déchets par année. Les premiers incinérateurs de masse étaient des incinérateurs à murs réfractaires. Le taux auquel les matières peuvent être consumées est limité au taux auquel la chaleur émise peut être récupérée, de façon sécuritaire, du système sans causer de dommages occasionnés par la haute température aux différentes parties de l'usine. Afin de protéger l'unité et avoir une activité raisonnable, beaucoup plus d'air que nécessaire pour compléter le processus de combustion doit être introduit dans le four. Une combustion efficace demande

⁶ Ces gaz de conduit, avant de joindre l'équipement de contrôle, sont également les gaz utilisés dans le système de chaudière servant à chauffer une série de tubes contenant de l'eau, afin de convertir cette eau en vapeur.

typiquement 100% d'air en excès (excess-air), c'est-à-dire le double de la quantité stœchiométrique prévue par les équations de combustion. Cet excédent d'air emporte la chaleur de combustion, mais ce faisant, aggrave fortement le problème de contrôle de la pollution de l'air. De ce problème résulte un abandon presque total de ces incinérateurs (Colona et McLaren, 1974; Rhyner et al., 1995). L'incinérateur Des Carrières faisait partie de cette catégorie d'incinérateurs.

La plupart des nouveaux incinérateurs de masse emploient un design de « murs d'eau » (waterwall) pour la récupération d'énergie et le contrôle de la température des murs. Ces fours possèdent des tubes rapprochés les uns des autres dans leurs murs, à travers lesquels de l'eau hyperchauffée passe. Ce design est efficace pour la récupération d'énergie car l'échange d'énergie se fait par radiation directe plutôt que par convection. L'eau hyperchauffée est alors pompée jusqu'aux tubes de la chaudière où elle produit de la vapeur. Ainsi, ces fours à murs d'eau n'utilisent pas d'air en excès pour le contrôle de la température. À la limite, un peu d'air en excès est nécessaire pour accommoder la demande fluctuante en oxygène des déchets hétérogènes. Il résulte de cette diminution du besoin en air que des points positifs : diminution de la taille des ventilateurs et de la chambre à combustion, moins d'équipement de contrôle de pollution de l'air et une récupération plus efficace de la chaleur (Rhyner et al., 1995; Peterson et Givonetti, 1984).

ii) Les incinérateurs modulaires

L'incinération modulaire réfère à la fabrication de la chambre à combustion, de la chaudière et autres composantes sur une base modulaire dans une usine. Les modules sont envoyés sur un site et assemblés. La capacité journalière de chaque module varie de 0 à 100 tonnes de déchets. Généralement, plusieurs modules sont regroupés ensemble dans une même installation, avec une limite de quatre modules, dont la capacité varie

ainsi de 0 à 400 tonnes de déchets par jour (Peterson et Givonetti, 1984; MENVIQ/SNC, 1987).

Une unité typique de combustion modulaire possède une chambre à combustion primaire et secondaire. Ces incinérateurs brûlent les déchets dans la chambre primaire à revêtement réfractaire dans un environnement à déficience d'air (*starved-air*), c'est-à-dire dans un environnement sous-stœchiométrique dans lequel il y a insuffisamment d'oxygène pour fournir une combustion complète des gaz, ce qui nous rappelle le procédé de gazéification expliqué dans la section discutant de la pyrolyse. Les gaz de conduit⁷ entrent ensuite dans la chambre à combustion secondaire (*afterburner*) où de l'air en excès et du combustible (si nécessaire) complètent la combustion (Rhyner et al., 1995; Robinson, 1986). Mais en général, les incinérateurs modulaires portent également le qualificatif d'incinérateurs à déficience d'air.

Les avantages de l'incinération modulaire par rapport à l'incinération de masse consistent en un temps de construction plus court, des coûts de construction relativement plus bas et une plus grande flexibilité. Par contre, ses désavantages résident dans sa taille limitée, une efficacité thermique plus basse, des coûts de maintenance plus élevés et une durée de vie plus courte (Bawkon, 1991).

Or, les coûts d'investissement semblent particulièrement moins élevés pour l'incinération modulaire, comme nous le verrons au chapitre suivant, et *a priori*, on aurait tendance à soutenir le fait qu'il serait avantageux d'adapter la modularité aux systèmes de combustion de masse. Mais développés originalement comme de petites unités pour des applications industrielles, institutionnelles et commerciales, les caractéristiques opérationnelles des unités d'incinération modulaire ne satisfont généralement pas les besoins des installations de plus de 100 tonnes par jour où la combustion en vrac est

⁷ Comme pour les incinérateurs de masse, l'énergie est captée à partir de ces gaz de conduits chauds au moment où ils passent à travers les tubes de la chaudière, avant de pénétrer dans la chambre à combustion secondaire.

continue. En effet, il existe des raisons de croire, selon Robinson (1986), que certains paramètres techniques et économiques, principalement reliés au rendement thermique et aux coûts d'opération et de maintenance, se détériorent lorsque l'on considère des capacités supérieures à ce seuil.

4.4 L'enfouissement sanitaire

Malgré tous les efforts actuels et à venir en vue de réduire le plus possible la masse de déchets à éliminer, il existera toujours des résidus qui ne peuvent avoir aucun autre traitement que celui de retourner à la terre. L'enfouissement est une méthode d'élimination ultime en ce sens qu'elle est applicable à tous les déchets aussi bien qu'aux composantes des déchets pour lesquelles toute utilité a été épuisée dans un processus de valorisation - en d'autres mots, les rejets finaux.

Or, les techniques d'enfouissement modernes répondent à des préoccupations qui dépassent largement la simple question « d'enfouissement ». Elles visent à minimiser, sinon à éliminer complètement, les désagréments associés à l'enfouissement traditionnel. De plus, enfouissement et valorisation ne sont pas nécessairement mutuellement exclusifs : certaines ressources peuvent être minées dans un temps futur (ou comme c'est le cas, aujourd'hui, dans certains pays sous-développés) et de façon plus pratique, la possibilité de récupérer les biogaz a déjà été discutée dans la section 4.3.1.3 portant sur la méthanisation. Non seulement l'enfouissement est-il le système d'élimination le moins exigeant en terme d'installations, c'est celui qui nécessite également le moins de dépenses relativement aux équipements et aux opérations. Grâce à toutes ces caractéristiques, il n'est pas surprenant que l'enfouissement ait été la première méthode à être appliquée à l'élimination des déchets solides (Robinson, 1986).

4.4.1 Historique

Si l'on prend le terme « enfouissement » au sens large, à savoir l'action de se débarrasser des déchets dans la nature, on peut dire que cette activité date d'aussi loin que la première histoire de l'homme. L'élimination des déchets solides sur le sol ou dans le sol a été pratiquée pendant plusieurs siècles et en fait, les premiers dépotoirs municipaux ont été établis à Athènes, vers 500 avant Jésus-Christ, lorsque le Conseil d'Athènes adopta la consigne de faire abandonner les déchets par des éboueurs à plus d'un mille des murs de la ville.

Le dépôt des déchets dans une décharge à la périphérie des communautés, typiquement des terres de valeur marginale pour l'agriculture ou le développement urbain, avait pour but d'isoler la communauté des problèmes de santé associés à la décomposition des déchets et aux nuisances telles que la vermine et les odeurs. Cette approche « hors de ma vue, hors de mes pensées », a prévalu à travers le monde jusqu'à notre siècle (Rhyner et al., 1995).

Avec la révolution industrielle qui amena une intense urbanisation et une énorme poussée démographique dans les villes, les années 1930 virent l'apparition de « l'enfouissement sanitaire », lorsque les villes de New York et de Fresno, en Californie, commencèrent à compacter les ordures avec de la machinerie lourde et à les recouvrir (Robinson, 1986). Malheureusement, encore jusqu'à la moitié des années 1970, les dépotoirs ouverts sont demeurés les plus populaires aux États-Unis, avec 80% des municipalités de cinq mille habitants et plus exploitant ce type d'élimination des déchets.

C'est avec la prise de conscience des populations envers l'environnement et la santé publique que les gouvernements ont établi des réglementations, des voies à suivre et des incitatifs économiques afin d'encourager l'enfouissement sanitaire. L'EPA définit l'enfouissement sanitaire comme étant « une méthode planifiée de disposition des déchets

au sol de manière à protéger au maximum l'environnement, consistant à épandre en un lieu donné des déchets en couches minces, de compacter les déchets au maximum et de les recouvrir de terre à la fin de chaque période de travail » (Diaz et al., 1982).

Aujourd'hui, au Québec, les normes environnementales concernant les sites d'enfouissement sanitaire sont de plus en plus sévères. L'enfouissement sanitaire selon le concept d'atténuation naturelle est exclue et il faut procéder à l'encapsulation des déchets dans des cellules étanches. De plus, il existe un bon nombre de règlements concernant la distance du site à certains lieux, les conditions hydrogéologiques du terrain, les eaux de lixiviation et leur traitement, les clôtures de dissimulation, les opérations journalières, le réaménagement progressif, le recouvrement final et la revégétation, les équipements requis, etc (MEF, 1995). Certains de ces points seront vus aux prochaines sections.

4.4.2 Les types d'enfouissement sanitaire

Généralement, on distingue deux types d'enfouissement sanitaire, basés principalement sur le fait qu'il y ait excavation ou non, d'où les méthodes de « surface » (area) ou en « tranchée » (trench).

Dépôt de surface

Dans la méthode de surface, les déchets sont étendus sur le sol après avoir été correctement compactés, pour être ensuite couverts de terre, habituellement importée d'ailleurs. Ce type de dépôt convient le plus aux terrains plats ou de pente douce, mais il peut également s'appliquer au remplissage des dépressions naturelles telles les ravins, canyons et vallées, ou artificielles comme les carrières et mines de gravier (Robinson, 1986 ; Diaz et al., 1982). Au Québec, il existe certaines exigences relativement à la pente lorsqu'il y a surélévation.

Le site du CTED, le seul lieu d'enfouissement existant à Montréal, fait partie de cette catégorie puisqu'il s'agit en fait de l'ancienne carrière Miron, achetée par la Ville de Montréal en 1984 (Défi Déchets 10, 1991).

Dépôt en tranchée⁸

Dans la méthode en tranchée, les déchets sont déposés dans des tranchées spécifiquement creusées à cet effet. Les déchets sont alors mis en couches, compactés et recouverts de terre venant de la tranchée. L'avantage de cette méthode, convenant aux terrains plats dans lesquels la nappe phréatique se trouve assez éloignée de la surface de la terre, réside dans le fait que les déblais de la tranchée puissent être utilisés comme matériau de recouvrement (Robinson, 1986; Diaz et al., 1982).

Combinaison des deux méthodes

Les deux méthodes décrites ci-haut peuvent être utilisées sur un même site, surtout si une grande quantité de déchets doit être disposée. Il existe alors une grande flexibilité de combinaisons d'excavation et de surélévation, pouvant s'accorder selon les contraintes d'un site particulier (Robinson, 1986).

4.4.3 Préparation de terrain et construction de cellules

Les travaux de préparation de terrain comprennent le défrichage et le décapage des terres si on est en présence d'un terrain non vacant, de l'excavation du sol si nécessaire et du régalinge du sol.

⁸ Vu l'utilisation des mêmes termes, il faut distinguer cette méthode générale d'enfouissement, comme elle est définie dans cette recherche, des dépôts en tranchée conçus pour les municipalités de moins de 2000 habitants ou pour les territoires non organisés en municipalités locales, tels qu'ils sont définis dans le *Règlement sur les déchets solides* du MEF (1995).

Il faut procéder ensuite à la construction des cellules d'enfouissement qui, selon les conditions hydrogéologiques⁹, seront probablement munies d'une barrière géosynthétique imperméable à la base des déchets. C'est le cas, notamment, des sites potentiels implantés dans la base de données, qui devront être pourvus d'une barrière imperméable à deux niveaux de protection, constituée de géomembranes de polyéthylène haute densité (PEHD) (Laidlaw, 1993).

4.4.4 Traitement du lixiviat

Le lixiviat est un déchet organique liquide provenant soit de la décomposition des déchets soit de la percolation des eaux de précipitation au travers des couches de déchets. Or, l'exploitation d'un lieu d'enfouissement ne doit pas rejeter, dans le réseau hydrographique de surface ou dans un réseau d'égout pluvial, des eaux de lixiviation contenant des contaminants au-delà des normes prescrites par le *Règlement sur les déchets solides* du MEF (1995).

Pour ce faire, il faut récupérer le lixiviat par le biais d'une série de puits de pompage et de canalisations en fond de site où il pourra être traité de deux façons : i) *in situ* par des méthodes biochimiques afin de permettre son rejet à l'égout ou sa réintroduction dans la masse des déchets ; ii) hors site dans une usine de traitement des eaux usées (Laidlaw 1993; MEF, 1995).

4.4.5 Traitement du biogaz

Nous avons vu, à la section 4.3.1.3 portant sur la méthanisation, que la décomposition anaérobie des matières organiques produit un biogaz dont la moitié du volume est composé de méthane. Outre le méthane, le biogaz est aussi constitué de gaz

⁹ Dans un sol argileux, la perméabilité est inférieure à 10^{-6} cm/sec, ne nécessitant aucune imperméabilisation autre qu'un écran périphérique étanche ; ce n'est pas le cas dans un sol granulaire comme les sols de nos sites potentiels.

asphyxiants, toxiques, odorants et corrosifs. Le méthane, quant à lui, est explosif lorsqu'il est mélangé à l'air dans des concentrations variant de 5% à 15%, représentant un danger réel d'incendie et d'explosion s'il s'échappe du site d'enfouissement de façon incontrôlée. De plus, la migration du biogaz, s'effectuant par advection et diffusion, présente des risques toxicologiques ou d'accidents principalement pour les travailleurs et les voisins du site, ainsi que pour les plantes du site et des terrains adjacents.

Selon le *Règlement sur les déchets solides*, tout site dont l'épaisseur de déchets est supérieure à dix mètres devra contenir un système de puits de captage de biogaz, reliés entre eux par un réseau de collecte acheminant le biogaz, à l'aide d'un système de ventilation forcée, vers un dispositif de brûlage (torchère, incinérateur) ou un système de valorisation, comme la centrale de Gazmont au CTED (Laidlaw, 1993; Défi Déchets 10, 1991).

4.4.6 Fermeture et post-fermeture

Les activités de fermeture d'un site sont principalement reliées au recouvrement final multicouches et à la revégétation du site. L'étanchéité du recouvrement final à l'air ambiant influencera la quantité aussi bien que la qualité du biogaz récupéré, et son imperméabilité à l'eau de pluie influencera directement la quantité de lixiviat généré par le site (Défi Déchets 10, 1991).

Tout au long de l'exploitation d'un site d'enfouissement, un suivi environnemental comprenant toutes les activités de surveillance de l'eau souterraine, de l'eau de surface, du lixiviat et du biogaz permettent d'évaluer les performances des cellules d'enfouissement et des ouvrages de traitement du lixiviat et du biogaz, afin d'assurer que l'activité du site présente un impact minimum sur la qualité de l'environnement.

Or, la génération de lixiviat et de biogaz peuvent se poursuivre, après la fermeture d'un site, pendant une période de trente ans. Des activités d'entretien à long terme et de suivi environnemental sont donc exigées pour cette période de trente ans, dite période de post-fermeture. Ainsi, une réserve permettant de rencontrer les obligations de post-fermeture doit être constituée pendant l'exploitation du site, et plus un site respecte les normes environnementales, induisant de plus grands investissements, plus le fonds de post-fermeture sera réduit.

4.5 Les centres de transbordement

Les DSM sont habituellement transportés d'une région à un site d'enfouissement ou à un centre de traitement dans des véhicules de collecte. Cependant, la distance entre la région et le site est parfois si grande que le transport direct des déchets n'est plus économiquement viable. En effet, cela demanderait aux équipes de travail de passer plus de temps au transport qu'à leur tâche fondamentale qu'est la collecte, abaissant ainsi la productivité à des niveaux inacceptables. Dans ce cas, il est possible de construire un centre de transbordement auquel les véhicules de collecte peuvent délivrer les déchets afin de les transférer, parfois après compactage, dans de gros véhicules de transport (parfois, ce sont des barges ou des wagons). Ces véhicules peuvent transporter, sur une longue distance, de grandes quantités de déchets de manière efficiente, puisque le seul besoin en main-d'œuvre sur la route demeure le chauffeur. La plupart des experts affirment qu'un centre de transbordement est difficilement justifiable si la distance à un site n'est pas, au minimum, dans la fourchette des 16 à 24 km (Rhyner et al., 1995).

Chapitre 5

Paramètres techniques et économiques de modélisation

Nous avons décrit, au chapitre précédent, les principales technologies en gestion des déchets. Pour la première phase de ce projet, nous n'avons pu toutes les implanter dans le modèle Eugène. Certains choix ont dû être faits et c'est ce que nous abordons en début de chapitre.

Pour chacune des technologies choisies, nous avons étudié les paramètres technico-économiques requis dans le modèle. Nous présentons les données associées à ces paramètres avec lesquelles une première version de la base de données a été appliquée au contexte montréalais. Les coûts ont tous été transposés en dollars canadiens constants de 1995 et les unités sont dans le système métrique.

5.1 Choix des technologies

Les trois types de technologies qui ont été étudiées dans le cadre de cette recherche sont les suivantes : les centres de tri (poussé et peu poussé), les incinérateurs (de masse et modulaire) et les sites d'enfouissement. Les données de ces trois technologies étaient plus accessibles, puisqu'elles existent présentement ou ont existé à Montréal. Toutes trois sont bien connues et sont relativement efficaces; il aurait été peu judicieux de ne pas les considérer dans la première version de la base de données.

Cependant, nous avons dû faire des choix en ce qui concerne l'incinération. Nous avons rejeté *a priori* l'incinération conventionnelle, car la plupart des incinérateurs modernes sont conçus pour la récupération d'énergie. Mais il n'existe aucune possibilité

d'entreposer de l'énergie et par conséquent, il est avantageux de choisir une forme d'énergie pour laquelle le marché est constamment assuré. Nous avons donc choisi l'incinération avec génération d'électricité au détriment de l'incinération avec production de vapeur, puisque le marché de l'électricité est beaucoup plus large que celui de la vapeur, limité à la région avoisinante de l'incinérateur. Même si la politique actuelle d'Hydro-Québec n'assure pas nécessairement l'achat de l'électricité produite par un incinérateur, nous pouvons établir des scénarios de contrats et sur les prix offerts par la société d'état. Éventuellement, il serait pertinent de bien modéliser le marché de l'électricité et/ou d'intégrer l'incinération conventionnelle ou avec production de vapeur.

Deux autres technologies ont été implantées dans le modèle: le compostage et le tri-compostage. En fait, l'étude de ces procédés et des paramètres qui y sont associés a été faite par une autre étudiante du groupe de recherche, dans le cadre de sa maîtrise en environnement (Ratel, 1997). La méthanisation industrielle devrait également faire partie de la base de données sous peu, étant donné la similitude qui existe entre ce procédé et le tri-compostage.

La méthanisation naturelle, quant à elle, n'a pas été introduite dans la base de données. Bien qu'il existe une installation de valorisation des biogaz à Montréal, les données relatives à ce procédé sont moins bien connues. En outre, les normes environnementales préconisent de plus en plus l'abolition des matières organiques à l'enfouissement qui, en plus de produire les biogaz nocifs si non traités, favorisent la formation des eaux de lixiviation (BAPE, 1997). Ainsi, la valorisation de la matière organique par le compostage est de plus en plus encouragée et par conséquent, une installation exploitant la méthanisation naturelle constitue davantage un moyen de réparer les erreurs du passé que de fournir un moyen de valorisation vraiment plausible pour l'avenir.

Outre la méthanisation naturelle, les deux autres procédés de récupération indirecte d'énergie thermique n'ont pas été implantés. La production de CDDM a été mise de côté, pour l'instant, puisque les procédés de combustion de CDDM sont moins populaires que les unités de combustion de déchets en vrac. Par contre, la fabrication de granules combustibles à partir de déchets comporte des avantages importants qui justifieraient une attention éventuelle dans la complétion de la base de données. Quant à la production de combustibles à partir de la pyrolyse des déchets, il existe encore aujourd'hui certains problèmes opérationnels et de commercialisation; il n'était donc pas prioritaire d'implanter un tel procédé.

Les centres de transbordement n'ont pas été intégrés dans la base de données, pour la simple raison que le modèle Eugène ne tient pas compte, dans un premier temps, de ce type de technologie. Le transbordement possède une problématique particulière quant à l'agrégation des matières qui en ressortent, comparativement aux autres technologies. Étant donné que tous les sites existants et potentiels (sauf un¹) sont situés sur l'île de Montréal à des distances en deçà des limites requises pour la construction d'un centre de transbordement, il n'était pas nécessaire de se pencher sur la question de façon prioritaire. Les prochaines phases de modélisation devraient inclure la description de ces centres.

5.2 Méthodologie

La caractérisation des technologies de traitement et d'élimination en gestion des déchets demande une longue recherche bibliographique. Afin de se rapprocher de la réalité québécoise et plus particulièrement montréalaise, nous avons consulté les centres de documentation du Service de la propreté de la VdM et du BAPE. Or, l'information sur les données économiques de ces technologies est souvent déficiente. Des entretiens

¹ Il s'agit de celui de Baie d'Urfée, situé à une distance de plus de 30 km de l'arrondissement 9 de la Ville de Montréal. Mais ce site, étant le plus éloigné, a peu de chance d'apparaître dans les solutions de la première version du modèle. Les sites potentiels seront décrits à la section 5.4.1.

téléphoniques ont été faits et des questionnaires ont été envoyés auprès de plusieurs compagnies privées de gestion des déchets dans la région de Montréal et quelques-unes dans la région de Québec, mais sans grand succès.

C'est qu'il existe, en gestion des déchets, une compétitivité féroce et la confidentialité des informations sur les coûts demeure primordiale pour les compagnies. D'ailleurs, dans un rapport préparé par Serrener Consultation Inc., en 1994, sur la *Validation des données du Ministère de l'Environnement et de la Faune sur la gestion des déchets solides*, la conclusion suivante a été tirée: « Après révision complète des données disponibles, il appert que le MEF dispose de très peu d'outils fiables pour évaluer sur une base régulière l'évolution de la situation de la gestion des déchets solides au Québec. L'absence d'une réglementation encadrant les intervenants et imposant des méthodes normalisées d'évaluation limite la fiabilité des évaluations, tant celles du MEF que celles de la présente étude. » Cette situation est similaire aux États-Unis puisque l'EPA désire implanter le « Full Cost Accounting » (FCA) qui se veut une pratique de comptabilité pouvant aider les gouvernements locaux à identifier et gérer les coûts actuels des services de la gestion des déchets (EPA, 1996).

Malgré le fait que les données soient rarement exhaustives, nous avons pu tirer quelques chiffres des diverses recherches bibliographiques et des consultations. Bien souvent, il a fallu sélectionner des exemples représentatifs afin d'établir le portrait d'une technologie et nous nous sommes appuyés sur plusieurs hypothèses qui seront définies en même temps que seront présentées les données.

5.3 Descriptions des paramètres

La plupart des paramètres relatifs aux technologies ont déjà été décrits au chapitre 3 puisqu'ils constituent des attributs particuliers du modèle Eugène ou étaient

essentiels à la description de contraintes et fonctions économiques du modèle. Certains de ces paramètres nécessitent quelques précisions supplémentaires avant de déterminer les données qui leur sont associées.

Il faut souligner que l'élaboration de la base de données s'est faite uniquement, *a priori*, pour les déchets résidentiels. En conséquence, nous supposons que toutes les nouvelles installations qui seront choisies par le modèle sont destinées à l'usage exclusif des DSM. Pour ce qui des technologies qui existent déjà et traitant également les déchets commerciaux, industriels ou institutionnels, nous avons formulé quelques hypothèses afin de ne prendre en considération que les DSM.

5.3.1 Paramètres de base

Avant tout, il est essentiel de discuter des paramètres de base tels que le *nombre de périodes* étudiées et le *taux d'actualisation* utilisé dans la base de données. Pour les premières exécutions du modèle, nous avons choisi **quatre périodes de cinq ans** pour une durée d'étude de vingt ans. Lorsque la structure du modèle sera mieux connue, nous pourrons l'exploiter pour trouver les méthodes de résolution les plus efficaces possibles et augmenter cette période d'étude. En deçà de quatre périodes, nous manquerions probablement de précision quant aux décisions à prendre dans un système de gestion intégrée des déchets dont l'objectif est d'avoir une période d'étude à long terme répartie en sous-périodes de durée raisonnable. Même s'il est possible de modifier une donnée d'une période à l'autre, la disponibilité des données ne nous permet pas d'en faire autant et par conséquent, la majeure partie d'entre elles se répètent pour les quatre périodes. Le *taux d'actualisation* pour les coûts du système a été établi à 7%.

5.3.2 Coûts d'investissement

Les *coûts d'investissement* d'une technologie sont ceux encourus lors des phases de planification et de construction d'un projet et les coûts des équipements nécessaires pour le traitement ou la manipulation des déchets. Ces coûts sont directement reliés au type et à la capacité du procédé. Or, les fonctions de coûts d'investissement devraient, en théorie, être concaves, afin de refléter les économies d'échelle possibles selon la capacité. Plusieurs auteurs postulent que la relation entre les coûts d'investissement I et la capacité d'une technologie C est comme suit :

$$I = a \times C^s$$

où a est une constante de proportionnalité et s , le facteur d'échelle. En général, s devrait être inférieur à 1, dénotant une économie d'échelle, ou égal à 1, indiquant que le coût est une fonction linéaire de la capacité (Rhyner et al., 1995).

Au chapitre 3, nous avons décrit des contraintes permettant l'expansion d'une technologie existante. En général, les *coûts d'investissement reliés à l'agrandissement* d'une technologie devraient être inférieurs à ceux *associés à la construction initiale*, à cause des infrastructures déjà présentes, tout en traduisant aussi la possibilité d'économies d'échelle par des fonctions concaves. Les deux types de fonctions concaves sont ensuite approximées par des morceaux linéaires.

Il est à noter qu'un certain intérêt doit être ajouté aux *coûts d'investissement* pour la période de construction, variant selon le type de technologie implantée. Le facteur de Comtois (1975) permet de calculer le taux d'intérêt variable à appliquer selon la durée de construction: $\frac{(1+i)^n - 1}{\ln(1+i)^n} - 1$, où i désigne le taux d'intérêt de base utilisé et n est défini comme étant la durée de la construction, en années. Nous utilisons un taux d'intérêt de

base de 5%² et on retrouve au tableau 5.1 les divers taux d'intérêt à appliquer aux coûts d'investissement, calculés en fonction de n et $i=5\%$.

Tableau 5.1 Taux d'intérêt de construction

n: nombre d'années	1	1,5	2	2,5	3

5.3.3 Coûts d'opération et de maintenance

Les autres coûts du modèle consistent en *des coûts unitaires d'opération et de maintenance (coûts d'O&M)*. Ils se répartissent en deux catégories: les *coûts fixes* et les *coûts variables*. Les *coûts fixes d'O&M* dépendent de la capacité installée d'une technologie, signifiant les coûts qu'il faut payer pour garder l'usine ou le site ouvert, même s'il n'y a aucune activité. Ils reflètent principalement l'entretien de l'équipement et du bâtiment, ainsi que les taxes, permis et assurances. Les *coûts variables d'O&M*, appelés aussi coûts directs, sont ceux qui dépendent de l'activité de l'usine ou du site, directement liés à la main-d'œuvre, à l'utilisation de combustibles et de services tels que l'électricité, le chauffage, l'eau, les approvisionnements, etc. Selon les auteurs, les coûts administratifs peuvent se retrouver dans les coûts fixes ou variables. Il est à noter que plusieurs références donnent, en guise de coûts variables d'opération, les tarifs affichés par les compagnies, ce qui, en général, ne reflète pas la réalité.

² Le taux d'intérêt de construction est plus bas que le taux d'actualisation car généralement, les taux d'intérêt à court terme sont moins élevés que ceux à long terme.

5.4 Sites intermédiaires

Avant de présenter les données au fur et à mesure que nous étudierons chacune des technologies, il faut connaître les sites sur lesquels elles peuvent être localisées.

5.4.1 Sites potentiels

Une étude intitulée *Localisation des sites alternatifs potentiels pour l'implantation de nouvelles installations de gestion des déchets*, effectuée par le Centre de recherche géotechnique de l'Université McGill³ (Young et Elektorowicz, 1991), nous a permis d'étudier des sites potentiels pour notre base de données. Notre choix s'est arrêté sur dix sites, tous situés dans des zones industrielles de l'île de Montréal et qui semblent satisfaire les conditions du *Règlement sur les déchets solides* du MEF. Il est à noter que certains de ces terrains sont contaminés, par exemple par des dépôts sauvages ou des hydrocarbures, mais nous n'avons pas tenu compte, à cette étape du projet, des conditions de nettoyage et de décontamination qui pourraient survenir et engendrer des coûts supplémentaires aux coûts d'acquisition. Les dix sites potentiels considérés dans la base de données portent les mêmes noms et possèdent les mêmes affectations de technologies que ceux donnés par l'étude de McGill.

On retrouve dans le tableau 5.2 les dix sites considérés, ainsi que les arrondissements de Montréal ou les villes dans lesquels ils sont situés, leur affectation⁴ et leur superficie. Les figures 5.1 et 5.2 illustrent la localisation des dix sites. La figure 5.1 permet également de voir les neuf arrondissements de la VdM qui définissent les sources génératrices de déchets de la base de données.

³ Cette étude a été mandatée par la Ville de Montréal.

⁴ Certains de ces terrains peuvent être utilisés à des fins de transbordement des déchets; cette alternative n'a pas été indiquée dans les affectations des sites, puisque cette technologie n'a pas encore été modélisée.

Tableau 5.2 Sites intermédiaires potentiels

Numéro du site	Arrondissement	Affectation de technologies	Superficie (ha)	Coût d'achat du terrain (10 000 \$)
M-10	9	tri, compostage	36	269,7
M-24	4	tri	13,5	347,7
M-65	Montréal-Est	tri, compostage	10	161,5
M-66	9	enfouissement, tri, compostage, incinération	30	215,3
M-67	9	enfouissement, tri, compostage	60	215,3 ^b
M-68	9	enfouissement, tri, compostage, incinération	48	215,3
M-69	Montréal-Est	enfouissement, tri	69,8	189,1
M-78	4	tri	24	215,3
M-79	4	incinération	4,2	215,3
M-143	Baie d'Urfée	compostage, incinération	37	687,8

^a 1 ha équivaut à 100 m × 100 m = 10 000 m². Les superficies de M-65 et M-69 ont été légèrement modifiées par rapport à l'étude, après avoir consulté les Services de la VdM; la superficie de M-79 était erronée dans l'étude, à cause de l'échelle, et elle serait de 42 000 m² au lieu de 420 000 m².

^b Le coût de M-67, adjacent à M-66 et M-68, semblait trop élevé dans l'évaluation ; nous l'avons considéré égal à celui de M-66 et M-68.

Un aspect économique à considérer dans le modèle concernant les sites potentiels est le coût d'achat des terrains, calculés en fonction des évaluations municipales relevées au Service des Finances et au Service des Travaux publics de la VdM. Les coûts sont donnés de façon unitaire dans le tableau 5.2 afin de ne pouvoir acquérir que la partie nécessaire d'un site considérant les besoins de chaque technologie.

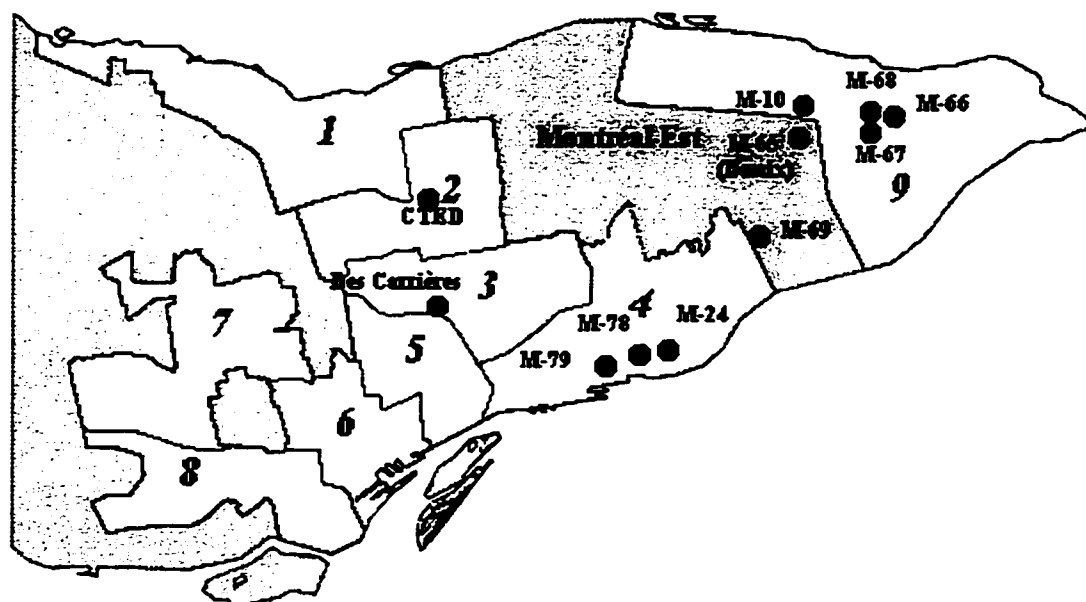


Figure 5.1 Sites de la Ville de Montréal et des villes avoisinantes



Figure 5.2 Île de Montréal et dixième site potentiel de Baie d'Urfée

Il est à noter que le site M-65 possède en réalité une superficie de 31,3 ha. Mais sur ce terrain est déjà localisée la carrière Demix exclusivement utilisée pour l'enfouissement sélectif des cendres et des boues de l'usine d'épuration des eaux usées de la CUM. Comme il est possible d'implanter certaines technologies sur ce site, nous avons décidé de le dédoubler. M-65 sera réservé pour l'éventuelle construction d'un centre de tri ou d'une usine de compostage, avec une superficie de 10 ha, ce qui est amplement suffisant pour ces deux types de technologies. Demix possède le reste de la superficie, soit 21,3 ha, ce qui est également suffisant pour l'enfouissement des cendres des incinérateurs potentiels et des boues d'épuration, pendant la période d'étude de vingt ans.

Les boues ont été considérées dans la base de données pour une unique raison: elles peuvent être utilisées à des fins de compostage (Ratel, 1997). Sinon, dans la réalité, elles sont enfouies chez Demix ou incinérées sur place à l'usine de la CUM. Or, les boues ne font pas partie, de façon formelle, des déchets du secteur résidentiel. Une hypothèse simplificatrice fut de laisser deux choix possibles pour cette matière: le premier est de l'amener à un site de compostage avec un certain coût de transport et le second, qui n'influence en rien le coût total du système, est d'envoyer cette matière sur un marché fictif avec un revenu nul.

5.4.2 Sites existants

Sur l'île de Montréal existent présentement trois sites possédant des installations de gestion des déchets: Demix, comme nous venons de le mentionner, Des Carrières où le seul incinérateur de la région de Montréal a été fermé en 1993 et enfin le CTED où s'effectuent des opérations de tri, d'enfouissement, de valorisation énergétique des biogaz et de compostage (en projet pilote). Comme ils sont déjà acquis, ces sites ont un coût d'achat de terrain nul.

Suite aux hypothèses sur la superficie de M-65 qui est dédoublée, nous supposons que la superficie d'enfouissement chez Demix est **infinie**. La superficie occupée initialement (appelée superficie initiale) peut ainsi être mise à **zéro**. Quant au site Des Carrières dont le modèle prend en considération la réouverture et la modernisation complète de l'incinérateur fermé, sa superficie est de **6 ha** et sa superficie initiale est **nulle** (Défi Déchets 9, 1991).

La superficie totale du terrain au CTED est de 190 ha, mais la part allouée à l'enfouissement est de 75 ha (Défi Déchets 10, 1991). Le CTED est un site complexe à évaluer, en raison de sa grandeur⁵, de la variation d'achalandage d'année en année et de la diversité des opérations qui y sont effectuées. Afin de l'incorporer dans le modèle, nous avons dû émettre plusieurs hypothèses.

Les 75 ha dédiés aux opérations d'enfouissement ont été séparés en deux parties: la première, que nous appellerons CTED_1, est présentement en activité avec une certaine capacité résiduelle, tandis que la deuxième, le CTED_2, consiste en une expansion de capacité demandée par la VdM. En fait, le CTED_2 est en quelque sorte un site potentiel, avec une superficie initiale **nulle**. Suivant la répartition des capacités allouées pour chacune de ces parties, expliquée à la section 5.7.4 (80% versus 20%), le CTED_1 aurait une superficie de **60 ha**, équivalente à sa superficie initiale vu qu'il est déjà développé, et le CTED_2 posséderait **15 ha**.

Finalement, sur les 115 ha de terrain non alloué à l'enfouissement, il existe un centre de tri auquel on fait correspondre un troisième site, soit le CTED_tri, avec une superficie suffisante de **10 ha**. En effet, sa superficie initiale, calculée à partir des besoins des centres de tri dans la section suivante, n'est que de **4,42 ha**. Pour le reste du terrain,

⁵ Le CTED est le troisième plus grand site d'enfouissement en Amérique du Nord.

on retrouve des opérations non comptabilisées dans le modèle, soit des projets pilotes de compostage et la centrale de valorisation des biogaz présentée à la section 4.3.1.3. Toutes les informations concernant les sites existants sont résumées dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3 Sites intermédiaires existants

Nom du site	Arrondissement	Technologie	Surface intermédiaire (ha)	Surface totale (ha)
Demix	Montréal-Est	Enfouissement sélectif de cendres	∞	0
Des Carrières	3	Incinération	6	0
CTED_1	2	Enfouissement	60	60
CTED_2	2	Enfouissement (expansion)	15	0
CTED tri	2	Tri	10	4,42

5.5 Les centres de tri

Les centres de tri considérés dans le modèle correspondent aux deux types décrits à la section 4.2.3 : poussé et peu poussé. La différence qui existe dans la composition du flot de fibres, limitée au papier journal dans le cas du tri peu poussé, engendre des coûts d'investissement et d'opération moins élevés pour ce tri. Mis à part ces coûts, les autres paramètres demeurent les mêmes.

Nous avons supposé, afin de normaliser les coûts, que tout centre de tri dans le modèle fonctionnerait à raison de deux quarts de travail par jour, comme au centre de tri du CTED, pendant 267 jours/an (5 jours/semaine). Le nombre de jours par année choisi constitue une moyenne établie à partir de divers centres de tri existant aux États-Unis (EPA, 1991).

5.5.1 Durée de vie utile

La durée de vie utile d'un centre de tri est de **20 ans**, déterminée à partir de deux sources : Rebutis Solides Canadiens, qui gère le centre de tri du CTED, nous a répondu 20 à 30 ans, tandis que The Québec Public Interest Research Group of McGill (1996) nous indique que le centre de tri de Lunenburg, Nouvelle-Écosse, possède une durée de vie de 20 ans.

5.5.2 Durée de construction

Dans l'étude de faisabilité du projet de la RIGDIM, préparée par Tecsalt (1991), on parle d'une durée de construction de 32,5 mois au total, pour un incinérateur et un centre de tri bâtis sur le même site, mais où le centre de tri serait prêt plus rapidement. Nous avons donc évalué une durée de construction initiale de **2 ans** pour un centre de tri, avec des intérêts encourus pendant la construction correspondant à **5,04%** du coût de construction. Quand à l'expansion d'un centre de tri, nous évaluons une durée de construction plus courte, soit **1 an**, avec un taux de **2,48%**.

5.5.3 Superficie requise

Il n'y a pas beaucoup de références en ce qui concerne les besoins en superficie des technologies. Le critère de base veut que tout site potentiel pour une installation de valorisation des déchets ait une superficie de 10 à 20 acres, ce qui donne un minimum de 4 ha (Robinson, 1986). La seule autre référence qui puisse nous guider est le rapport du BAPE sur le projet de la RIGDIM, dans lequel on nous mentionne que le site réunissant l'incinérateur et le centre de tri aurait une superficie totale de 12 ha. Nous avons donc départagé cette superficie, après avoir étudié les besoins des incinérateurs à la section

5.6.3, en 7 ha pour l'incinérateur et 5 ha pour le centre de tri de 236 000 t⁶ de la RIGDIM. À partir de ces deux points, nous pouvons donner une équation évaluant la superficie requise, en ha, pour un centre de tri :

$$\text{superficie} = 0,0042 \times \text{capacité} + 4$$

où la capacité est en milliers de tonnes. La superficie minimale requise est de 4 ha, tandis que la superficie variable est de 0,0042 ha/10³t. C'est de cette équation que nous avons déduit, pour le tableau 5.3, une superficie initiale de 4,42 ha occupée par le centre de tri du CTED, étant donné que ce dernier possède une capacité de 100 000 t/an.

5.5.4 Coûts d'investissement

Les coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri ont été tirés d'un document de l'EPA (1991). Les coûts dans l'étude en question sont déterminés selon une moyenne de 1,16 quart de travail par jour, qu'il faut transposer pour 2 quarts. Ces coûts, comprenant la construction, l'équipement et l'ingénierie, sont inclus dans une fourchette. Nous avons considéré les coûts totaux moyens, affichés au tableau 5.4 pour un centre de tri poussé et au tableau 5.6 pour un centre de tri peu poussé.

⁶ Dans le projet de la RIGDIM, on parle d'un centre de tri de 118 000 t/an pour un quart de travail, ce qui nous donne une capacité de 236 000 t/an pour deux quarts de travail.

i) Centre de tri poussé

Tableau 5.4 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé

Capacité			Coût total	Coût total avec $i = 5,04\%$	
(tpj)	(t/an)	(t/an)	(\$)	(\$)	(\$/t)
1,16 quart	1,16 quart	2 quarts			2 quarts
10	2670	4603	1 519 336	1 595 911	346,71
100	26 700	46 034	7 934 364	8 334 256	181,05
500	133 500	230 172	18 575 270	19 513 003	84,78

Avec le logiciel CurveExpert 1.3, nous pouvons faire une régression non linéaire des trois points pour obtenir l'équation suivante: $I = 925,64 \times C^{0.5614}$, où C est en milliers de t/an et I en milliers de \$. La fonction se retrouve à la figure 5.3.

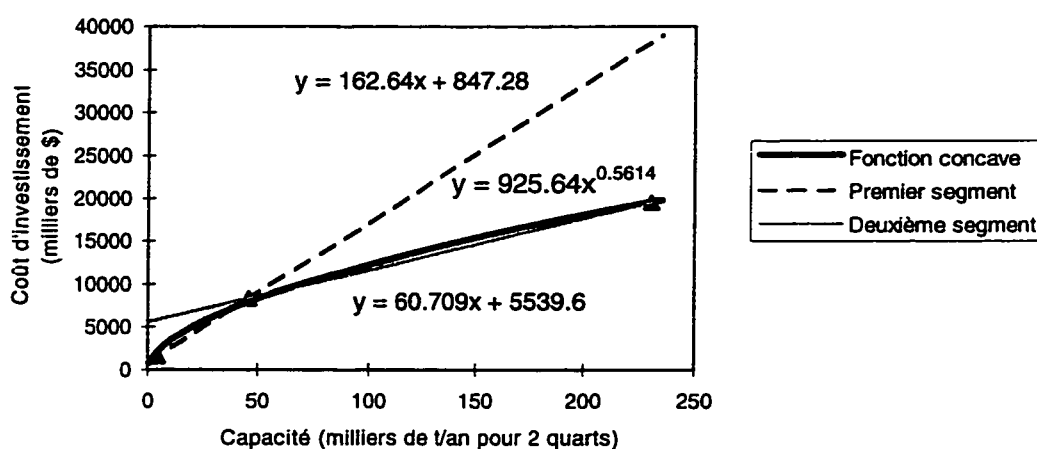


Figure 5.3 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé

Comme le facteur d'échelle est égal à 0,5614, il existe une bonne économie d'échelle et il serait pertinent d'approximer la fonction concave par plus d'un morceau linéaire. À partir des trois points, nous pouvons déduire deux segments linéaires, comme le montre la figure 5.3. Les équations de ces segments, ainsi que les coûts fixes et variables correspondant, sont affichés dans le tableau 5.5.

Tableau 5.5 Données des coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri poussé

Segment linéaire	Équation	Coût fixe (10 ³ \$)	Coût variable (\$/t)
Premier	$I = 162,64 \times C + 847,28$	847,28	162,64
Deuxième	$I = 60,709 \times C + 5539,6$	5539,6	60,709

Comme nous désirons obtenir des coûts d'investissement d'expansion inférieurs à ceux de construction initiale, nous supposons que la fonction concave d'agrandissement équivaut à celle de la construction initiale, mais translatée vers le bas de sorte que le premier segment linéaire ait une ordonnée à l'origine nulle. Par conséquent, l'ordonnée à l'origine du second segment correspond à la différence des coûts fixes des deux segments qui approximent la fonction de construction initiale. Les pentes, ou encore les coûts variables, demeurent les mêmes. Le tableau 5.6 montre ces informations.

Cette procédure fait abstraction du taux d'intérêt de construction plus bas dans le cas d'une expansion, compte tenu de la durée de construction plus courte qui est d'un an. Nous ajustons les coût fixe et variable trouvés précédemment en multipliant par $(1 + i_{\text{expansion}}) = 1,0248$ et en divisant par $(1 + i_{\text{construction initiale}}) = 1,0504$. Ces derniers résultats, montrés dans la dernière colonne du tableau 5.6, représentent les données d'expansion cherchées.

Tableau 5.6 Données des coûts d'investissement pour l'expansion d'un centre de tri poussé

Segment linéaire	Coût fixe initial (10^3 \$)	Coût variable initial (\$/t)	Coût fixe ajusté (10^3 \$)	Coût variable ajusté (\$/t)
Premier	0,0	162,64	0,0	158,68
Deuxième	4692,32	60,709	4577,96	59,229

Il est à noter que le centre de tri du CTED possède également ces paramètres relatifs aux coûts d'expansion de capacité.

ii) Centre de tri peu poussé

Dans un centre de tri peu poussé, les coûts de construction sont diminués de 30%, à cause de la réduction de l'aire de travail nécessaire aux trieurs, et les coûts des équipements reliés au système de tri (convoyeurs, tables de tri, cribles, etc.) sont diminués de 50% (EPA, 1991). Le tableau 5.7 montre les coûts totaux d'investissement de construction initiale d'un centre de tri peu poussé qui résultent de ces réductions.

Tableau 5.7 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé

Capacité			Coût total	Coût total avec $r = 5,04\%$	
(t/j)	(t/an)	(t/an)	(\$)	(\$)	(\$/t)
1,16 quart	1,16 quart	2 quarts			2 quarts
10	2670	4603	1 107 989	1 163 831	252,84
100	26 700	46 034	5 843 821	6 138 350	133,34
500	133 500	230 172	13 683 307	14 372 946	62,44

La fonction concave reliée à ces trois points est définie par $I = 679,61 \times C^{0.562}$ et on la retrouve dans la figure 5.4, ainsi que les deux segments linéaires qui l'approximent. Les données nécessaires au modèle se trouvent au tableau 5.8.

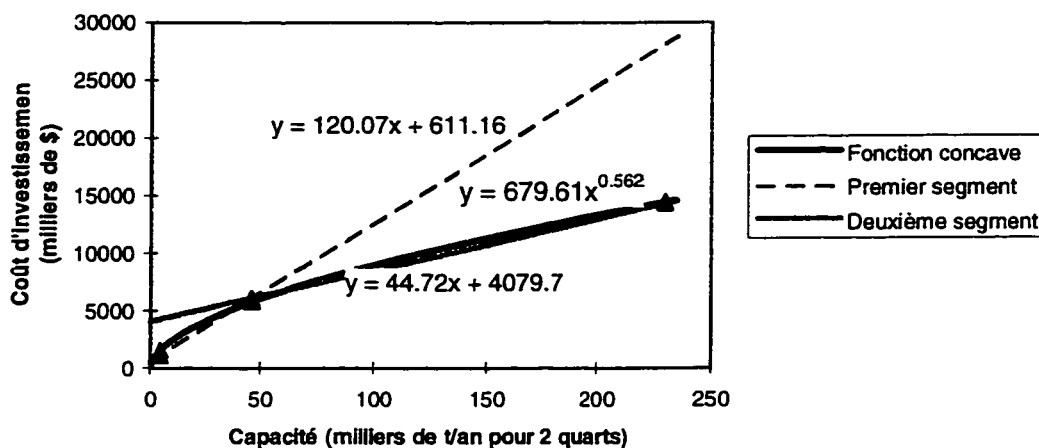


Figure 5.4 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé

Tableau 5.8 Données des coûts d'investissement pour la construction initiale d'un centre de tri peu poussé

Segment linéaire	Équation	Coût fixe (10^3 \$)	Coût variable (\$/t)
Premier	$I = 120,07 \times C + 611,16$	611,16	120,07
Deuxième	$I = 44,72 \times C + 4079,7$	4079,7	44,72

En ce qui concerne les coûts d'investissement pour l'agrandissement d'un centre de tri peu poussé, affichés au tableau 5.9, nous émettons les mêmes hypothèses que celles des centres de tri poussés.

Tableau 5.9 Données des coûts d'investissement pour l'expansion d'un centre de tri peu poussé

Segment linéaire	Coût fixe initial (10 ³ \$)	Coût variable initial (\$/t)	Coût fixe ajusté (10 ³ \$)	Coût variable ajusté (\$/t)
Premier	0,0	120,07	0,0	117,14
Deuxième	3468,54	44,72	3384,01	43,63

5.5.5 Coûts fixes d'opération et de maintenance

Ces coûts sont similaires pour les deux types de centres de tri. Le tableau 5.10 indique les chiffres trouvés à partir de deux sources : une étude d'impact économique fournie par la VdM (1991) et le document de l'EPA (1991). Les totaux des coûts fixes sont semblables, mais nous avons opté pour le plus élevé des deux, soit **8,90\$/t**.

Tableau 5.10 Coûts fixes d'O&M dans un centre de tri

Catégories	Coûts (\$/t) VdM	Coûts (\$/t) EPA
Taxes et permis	0,95	3,48
Assurances	2,86	
Entretien de l'équipement	3,18	5,42
Entretien du bâtiment	0,63	
Total	7,62	8,90

5.5.6 Coûts variables d'opération et de maintenance

Du fait que la main-d'œuvre se trouve réduite dans un centre de tri peu poussé, les coûts variables d'O&M sont différents pour les deux types de centres de tri. Les coûts sont tirés de l'EPA, pour 1,16 quart de travail par jour. Au contraire des coûts

d'investissement qui ont été transposés pour 2 quarts, les coûts d'O&M n'ont pas besoin d'ajustement, puisqu'ils sont unitaires. Nous avons choisi les coûts plus élevés plutôt que les coûts moyens⁷, puisque ces coûts semblaient se rapprocher de ceux trouvés dans certaines références canadiennes.

i) *Centre de tri poussé*

Tableau 5.11 Coûts variables d'O&M dans un centre de tri poussé

Catégories	Coûts (\$/t) selon la capacité		
	2670 t/an	26 700 t/an	133 500 t/an
Main-d'œuvre ^a	74,25	36,38	19,01
Frais généraux ^b	29,70	14,55	7,60
Services (électricité, eau,	3,04	3,05	3,03
Combustible	0,37	0,37	0,37
Approvisionnements	11,74	6,44	4,00
Total	119,10	60,79	34,01

^a La main-d'oeuvre inclut l'administration.

^b Les frais généraux sont composés des frais de sécurité sociale, de vacances et de maladies.

Le tableau 5.11 nous montre que les coûts varient selon la capacité. Or, les paramètres de coûts variables d'O&M doivent être constants dans la base de données, suivant les contraintes du modèle Eugène. On peut alors observer la tendance des coûts variables, illustrés à la figure 5.5.

⁷ Tous les coûts de l'EPA sont répartis dans une fourchette, tel que mentionné pour les coûts d'investissement à la section 5.5.4.

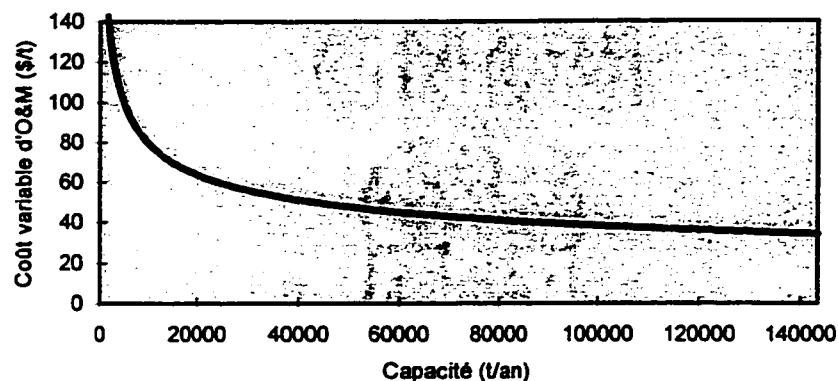


Figure 5.5 Coûts variables d'O&M dans un centre de tri poussé

La fonction de coût devient de plus en plus constante à partir d'une capacité de 100 000 t/an, correspondant à un coût d'environ 40 \$/t. En supposant qu'un centre de tri construit dans une agglomération urbaine comme Montréal soit de grande capacité, par exemple 100 000 t/an comme celui du CTED, on considère que ce coût, 40 \$/t, est plausible. D'ailleurs, il se compare au coût de 41,67 \$/t, donné pour un centre de tri du Comté de Northumberland, en Ontario (Gordon, 1997). De plus, on remarque, à partir du tableau 5.11, que les coûts de main-d'œuvre et des services constituent environ 65% du coût total variable, soit 26 \$/t par rapport à notre coût de 40 \$/t, ce qui est également comparable au coût de 28,09 \$/t donné par l'étude d'impact économique de la VdM de 1991.

ii) Centre de tri peu poussé

Dans le document de l'EPA, la main-d'œuvre d'un centre de tri est répartie en deux catégories : les trieurs et les autres. Dans un centre de tri peu poussé, la main-d'œuvre de tri et les frais généraux sont coupés de moitié, tandis que les autres frais demeurent les mêmes. Le tableau 5.12 montre les coûts qui résultent de cette réduction.

Tableau 5.12 Coûts variables d'O&M dans un centre de tri peu poussé

Catégories	Coûts (\$/t) selon la capacité		
	2670 t/an	26 700 t/an	133 500 t/an
Main-d'œuvre	66,83	27,10	13,07
Frais généraux	14,85	7,28	3,80
Services (électricité, eau,	3,04	3,05	3,03
Combustible	0,37	0,37	0,37
Approvisionnements	11,74	6,44	4,00

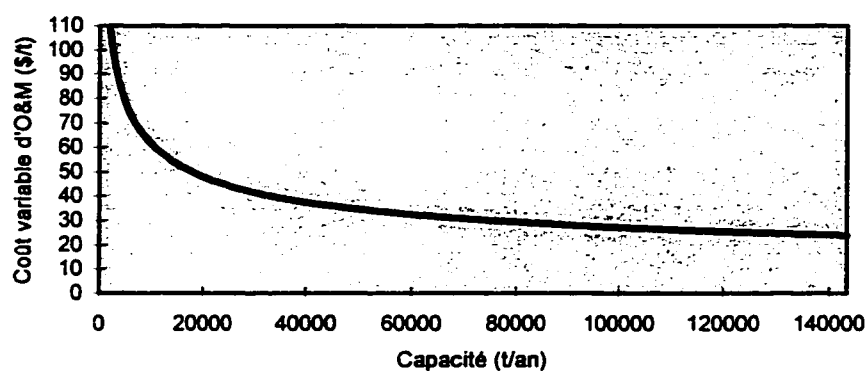


Figure 5.6 Coûts variables d'O&M dans un centre de tri peu poussé

La figure 5.6 nous permet de voir que la fonction de coût devient de plus en plus constante pour de grandes capacités, autour de 30 \$/t. Ce sera notre coût pour la base de données.

5.5.7 Intrants / extrants

Nous avons déjà indiqué, au chapitre 4, les catégories de matières dans les flots de fibres et de contenants selon le type de centre de tri. Le tableau 5.13 montre la composition exacte des deux flots standard de matières secondaires pouvant entrer dans un centre de tri⁸.

Tableau 5.13 Composition des flots standard de matières secondaires

Flots	Centre de tri poussé	Centre de tri peu poussé
Fibres	Papier journal, papier fin, papier glacé, papier mélangé Carton ondulé, carton général	Papier journal
Contenants	Verre (clair, teinté et autre) Plastiques (PET et PEHD) Métaux ferreux Aluminium (boissons et autre)	Verre (clair, teinté et autre) Plastiques (PET et PEHD) Métaux ferreux Aluminium (boissons et autre)
Flots agrégés standard	bacs - porte-à-porte régulière ou cloches - apport volontaire	bacs - porte-à-porte réduite

Nous remarquons au tableau 5.13 que les collectes sélectives ramassant les matières secondaires constituent les flots agrégés qui entrent dans les centres de tri. De plus, nous supposons que les centres de tri ont la possibilité de recevoir des flots réduits, par rapport à leurs flots standard, afin de se donner une certaine flexibilité face aux fluctuations des marchés ou aux besoins des autres technologies. Par exemple, le centre de tri poussé peut recevoir le bac de la collecte porte-à-porte réduite, standard dans le centre de tri peu poussé, ou encore des bacs contenant seulement du papier ou des contenants. Par conséquent, les coûts variables d'O&M varieront selon les

⁸ Il faut se référer au mémoire de Soucy (1997) afin de connaître les raisons pour lesquelles nous avons considéré ces matières secondaires.

modes opératoires: dès que le flot de fibres est réduit à un seul ou aucun élément, le coût sera le même que celui d'un centre de tri peu poussé. Le tableau 5.14 montre qu'il existe six modes opératoires pour le centre de tri poussé, avec six intrants différents correspondant aux flots agrégés associés aux collectes sélectives implantées dans le modèle (Soucy, 1997) et deux modes pour le centre de tri peu poussé.

Tableau 5.14 Modes opératoires des deux types de centres de tri

Types de centres de tri	Modes opératoires	Intrants (Collectes sélectives)	Coûts variables d'O&M (\$/t)
Centre de tri poussé	Mode 1	bacs - porte-à-porte régulière	40
	Mode 2	bacs - porte-à-porte réduite	30
	Mode 3	cloches - apport volontaire	40
	Mode 4	bacs - porte-à-porte papiers seulement	40
	Mode 5	bacs - porte-à-porte cartons seulement	40
	Mode 6	bacs - porte-à-porte contenants seulement	30
Centre de tri peu poussé	Mode 1	bacs - porte-à-porte régulière	30
	Mode 2	bacs - porte-à-porte contenants seulement	30

Les matières secondaires ressortent ensuite des centres de tri de manière désagrégée. Pour chaque catégorie de matière traitée, il existe une proportion de matière destinée aux marchés et une proportion de matière rejetée. Le modèle permet de compiler un taux de rejet pour chaque catégorie de matière, mais étant donné la lacune de données sur les taux individuels, nous avons supposé un taux de rejet pour l'ensemble des matières traitées.

Au début des années 1990, le taux de rejet semblait assez élevé : le centre de tri de Rhode Island perdait 11-12% des intrants en résidus (Pferdehirt, 1990), le document de l'EPA nous donne un taux de rejet de 10% en 1991 et le centre de tri du CTED évaluait aussi ses pertes à 10% (Défi Déchets 3, 1991). Plus récemment, le projet de la RIGDIM évaluait, pour son centre de tri, un taux de rejet de moins de 6% (BAPE/RIGDIM, 1993), tandis que le centre de tri du CTED aurait subi des pertes de 2% entre le 1^{er} janvier 1994 et le 30 juin 1996 (Communication avec Rebutis Solides Canadiens et la VdM, 1997). Nous remarquons une amélioration du taux de rejet des matières ces dernières années; nous avons formulé l'hypothèse que ce taux se stabiliserait à 5% dans l'avenir.

Les matières rejetées sont généralement destinées à l'enfouissement ou à l'incinération. Mais il existe également la possibilité de valoriser les papiers et cartons rejetés, souvent simplement contaminés, dans les procédés de compostage.

5.5.8 Facteurs d'utilisation de la capacité

Nous avons émis l'hypothèse qu'un centre de tri fonctionnerait pendant 267 jours/an, c'est-à-dire l'équivalent de cinq jours/semaine. Étant donné qu'il reste amplement de temps pour l'entretien ou la réparation d'équipements, nous pouvons laisser le facteur maximal d'utilisation de la capacité à 100%.

5.5.9 Capacité résiduelle

Le centre de tri du CTED possède une capacité de traitement de 100 000 t/an. Or, il reçoit des matières secondaires de tous les secteurs de la VdM et des villes avoisinantes. N'ayant pu obtenir l'information sur la fraction des matières secondaires du

secteur résidentiel de la VdM reçue à ce centre de tri, nous avons supposé une fraction de 50%⁹, signifiant une capacité résiduelle de **50 000 t/an** pour les DSM.

Cependant, la durée de vie d'un centre de tri a été évaluée à 20 ans et le centre de tri du CTED existe depuis 1990 ; comme le modèle commence son étude avec l'année 1998, il lui reste environ 12 ans, arrondie à deux périodes de cinq ans. Par conséquent, la capacité résiduelle de 50 000 t/an s'applique pour les deux premières périodes du modèle, pour ensuite tomber à 0, lorsque sa vie utile sera écoulee.

5.6 Les incinérateurs

Les incinérateurs considérés dans le modèle sont les deux types d'incinérateurs décrits au chapitre 4, soit de masse et modulaire, avec valorisation énergétique. Les modes opératoires et les intrants/extrants seront identiques, peu importe le type. Les autres paramètres sont généralement différents entre incinérateurs de masse et modulaire. Il est à noter que la réouverture et la modernisation complète de l'incinérateur Des Carrières est envisageable, comportant des coûts d'investissement moins élevés que la construction d'un nouvel incinérateur de masse.

Un incinérateur opère habituellement en continu, 24 heures/jour. L'incinérateur Des Carrières opérait 11 mois par année, soit 330 jours/an, afin de conserver un mois de réfection (Défi Déchets 9, 1991). De façon plus générale, une technologie de valorisation énergétique devrait posséder 10% de temps d'arrêt par année, ce qui laisse également 330 jours /an d'activité (Baetz et Neebe, 1994). Afin de normaliser les coûts, nous supposons que tous les incinérateurs fonctionnent durant 330 jours/an.

⁹ La même hypothèse a été établie pour le site d'enfouissement du CTED, selon les tendances des dernières années ; voir la section 5.7.4.

5.6.1 Durée de vie utile

i) Incinérateur de masse

Quelques références considèrent une durée de vie de 25 ans, mais il est mentionné que cela demanderait à un incinérateur beaucoup d'améliorations et de correctifs (Communication avec la VdM, 1997 ; Levinson, 1990). En général, on parle de **20 ans**, comme le supposent les études de la VdM sur la modernisation de l'incinérateur Des Carrières ou sur l'implantation d'un nouvel incinérateur (Défi Déchets 9, 1991 ; Gotshall, 1996).

ii) Incinérateur modulaire

En ce qui concerne les incinérateurs modulaires, il a été expliqué, à la section 4.3.2.6, que la durée de vie était beaucoup plus petite. Nous avons alors supposé que ces petites unités préfabriquées auraient une durée de vie de **10 ans**.

5.6.2 Durée de construction

i) Incinérateur de masse

Le projet de la RIGDIM évaluait à 32,5 mois la durée de construction de son incinérateur, tandis que deux autres sources établissent une durée de 3 ans (BAPE/RIGDIM, 1993 ; Robinson, 1986 ; Holmes, 1981). Nous supposons donc la durée de construction initiale à **3 ans**, avec un taux global d'intérêt de **7,69%**. En ce qui concerne l'expansion de capacité, nous faisons l'hypothèse que la durée sera beaucoup plus courte que pour la construction initiale, soit **1 an**, avec un taux d'intérêt de **2,48%**.

ii) Incinérateur modulaire

Du fait que les incinérateurs modulaires sont des unités préfabriquées, la durée de construction sera relativement courte ; nous supposons alors **1 an**, avec un taux d'intérêt de **2,48%**, tout comme leur expansion qui consiste simplement en l'ajout de nouvelles unités.

5.6.3 Superficie requise

i) Incinérateur de masse

Tel que mentionné à la section 5.5.3 sur les centres de tri, les technologies de valorisation des déchets demandent au minimum 4 ha. Or, la capacité minimale admise pour un incinérateur de masse est de 125 000 t/an. L'incinérateur Des Carrières, qui possédait une capacité de 350 000 t/an, occupait une superficie de 6 ha (Défi Déchets 9, 1991). Quant au projet de la RIGDIM, une superficie de 12 ha est donnée pour la construction, sur un même site, d'un incinérateur de 500 000 t/an et d'un centre de tri. Nous avons alors présumé 7 ha pour l'incinérateur¹⁰. De ces trois points, nous obtenons l'équation illustrée à la figure 5.7. La superficie minimale requise est de **3,0439 ha**, tandis que la superficie variable est de **0,0081 ha/10³t**.

¹⁰ De là a été déduite la superficie du centre de tri de 236 000 t/an, telle qu'elle a été donnée à la section 5.5.3.

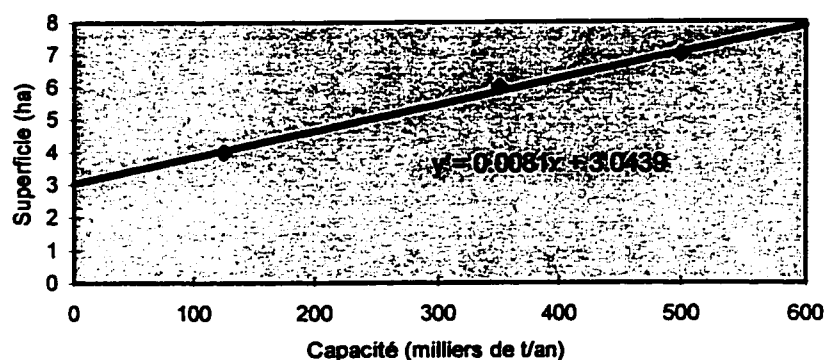


Figure 5.7 Besoin en superficie des incinérateurs de masse

ii) Incinérateur modulaire

Les incinérateurs modulaires sont de petites unités et, par conséquent, n'exigent pas la superficie minimale demandée pour une installation de valorisation des DSM. Comme la capacité maximale de 125 000 t/an d'un incinérateur modulaire est équivalente à la capacité minimale d'un incinérateur de masse, on suppose que la superficie de 4 ha sera maximale pour un incinérateur modulaire. À une capacité nulle correspond une superficie nulle. Incidemment, avec ces deux points, on obtient l'équation :

$$\text{superficie} = 0.032 \times \text{capacité}$$

qui nous donne une superficie minimale de 0 ha et une superficie variable de 0,032 ha/10³t.

5.6.4 Coûts d'investissement

i) Incinérateur de masse

Le tableau 5.15 présente onze coûts de construction initiale tirés de la littérature et la figure 5.8 nous montre la fonction concave qui en résulte. On s'aperçoit que le facteur d'échelle est égal à 0,9373, dénotant une petite économie d'échelle ; mais étant presque égal à 1, on approxime la fonction par un morceau linéaire, tel qu'indiqué à la figure 5.8.

Tableau 5.15 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un incinérateur de masse

#	Capacité		Coûts d'investissement (10^3 \$)	
	tpj ^a	10^3 t/an	initial	avec intérêt de 7,69%
1	1000	330	172 935	186 234
2		350	174 648	188 078
3		420	171 731	184 937
4		465	224 444	241 704
5		500	215 875	232 476
6		587	341 661	367 935
7		650	239 717	258 151
8		657	330 488	355 903
9	2000	660	327 457	352 638
10	2000	660	326 075	351 150
11	3000	990	448 251	482 722

^a Le tonnage journalier est multiplié par 330 jours/an pour obtenir le tonnage annuel.

Sources : 1) Carlson, 1986
 2) Défi Déchets 9, 1991
 3) SWEB/ETSU, 1993
 4) Robinson, 1986
 5) Bape/Rigdim, 1991
 6) Robinson, 1986

7) Robinson, 1986
 8) Robinson, 1986
 9) Carlson, 1986
 10) Gotschall, 1996
 11) Carlson, 1986

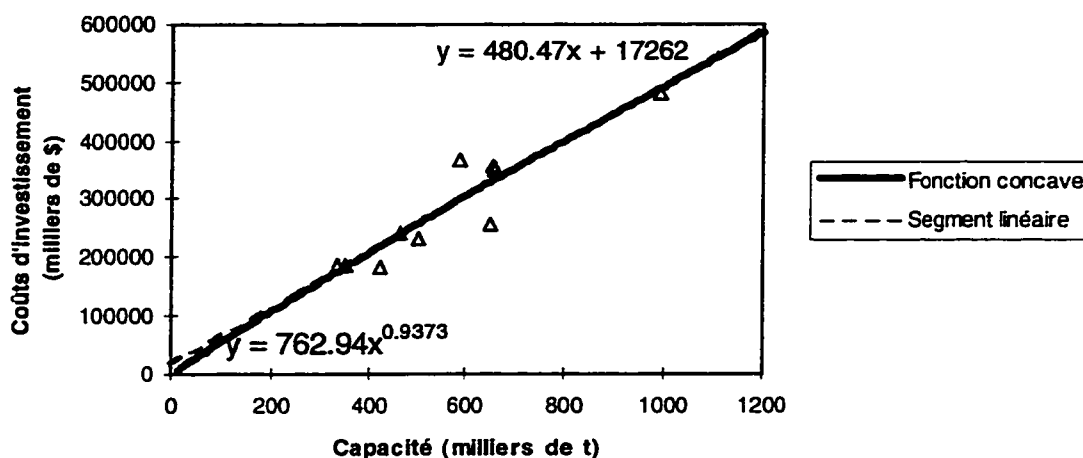


Figure 5.8 Coûts d'investissement pour la construction initiale d'un incinérateur de masse (11 points)

Quatre des onze coûts donnés au tableau 5.15 proviennent de Robinson (1986). Il s'agit de quatre incinérateurs de masse existant aux États-Unis. La même source nous fournit des informations plus générales, à savoir qu'il en coûte entre 143 662 \$ et 179 577 \$ par tpj. En prenant la moyenne de ces deux valeurs, nous obtenons l'équation suivante ($i = 7,69\%$ inclus) : $I = 527,42 \times C$, où C est en milliers de t/an et I , en milliers de \$.

Finalement, nous effectuons une moyenne pondérée des deux droites calculées précédemment afin de trouver les coûts implantés dans la base de données. En donnant un poids de 11 sur la droite régressée des onze points et 1 à la seconde droite, nous obtenons : $I = 484,38 \times C + 15\,824$, où C est en milliers de t/an et I , en milliers de \$. Ainsi, le coût fixe d'investissement de construction initiale d'un incinérateur de masse est de $15\,824 \times 10^3$ \$ et son coût variable, 484,38 \$/t.

En ce qui concerne l'expansion d'un incinérateur de masse, le tableau 5.16 présente trois coûts tirés de Huang et al. (1995). La figure 5.9 nous montre une courbe

concave avec un facteur d'échelle de 0,9156, proche de 1; nous approximations la courbe avec un segment linéaire qui nous permet d'obtenir un coût fixe d'investissement d'expansion de $1881 \cdot 10^3$ \$ et un coût variable de 435,03 \$/t.

Tableau 5.16 Coûts d'investissement pour l'expansion d'un incinérateur de masse

tpj ^a	Capacité 10 ³ t/an	Coûts d'investissement (10 ³ \$)	
		initial	avec intérêt de 2,48%
100	33	15 819	16 211
150	49,5	22 899	23 467
200	66	29 829	30 569

^a Le tonnage journalier est multiplié par 330 jours/an pour obtenir le tonnage annuel.

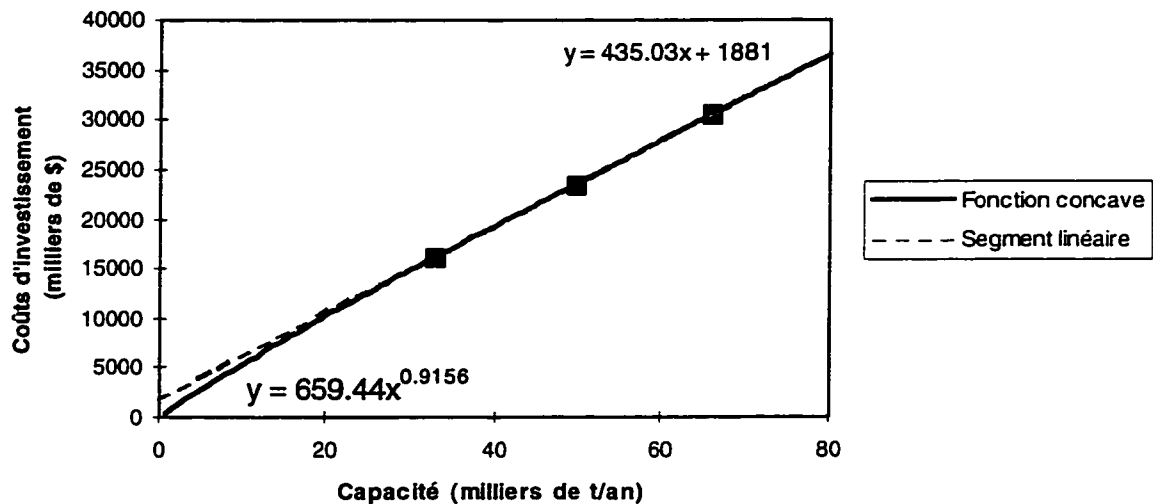


Figure 5.9 Coûts d'investissement pour l'expansion d'un incinérateur de masse

ii) *Incinérateur modulaire*

Le tableau 5.17 nous indique dix-huit coûts d'investissement associés à des technologies d'incinération modulaire existant aux États-Unis (Robinson, 1986). De ces points, on obtient la fonction concave de la figure 5.10, avec un facteur d'échelle de 0,9147, approximée par un seul segment. Étant donné que l'agrandissement d'un incinérateur modulaire s'effectue par l'ajout de nouvelles unités, on peut supposer que l'expansion de capacité est équivalente à la construction initiale. Par conséquent, les coûts sont les mêmes pour les deux types d'investissement.

Tableau 5.17 Coûts d'investissement pour la construction initiale et l'expansion d'un incinérateur modulaire

tpi ^a	Capacité 10 ³ t/an	Coûts d'investissement (10 ³ \$)	
		initial	avec intérêt de 2,48%
50	16,5	3542	3630
50	16,5	3828	3923
50	16,5	4428	4538
50	16,5	6199	6353
60	19,8	3539	3627
72	23,76	6851	7021
87	28,71	8147	8349
100	33	6339	6496
100	33	6376	6534
100	33	6959	7132
100	33	7710	7901
100	33	13151	13477
108	35,64	8699	8914
108	35,64	11483	11768
112,5	37,13	15513	15898
150	49,5	16621	17034
200	66	12657	12971
200	66	18450	18907
240	79,2	35304	36179

^a Le tonnage journalier est multiplié par 330 jours/an pour obtenir le tonnage annuel.

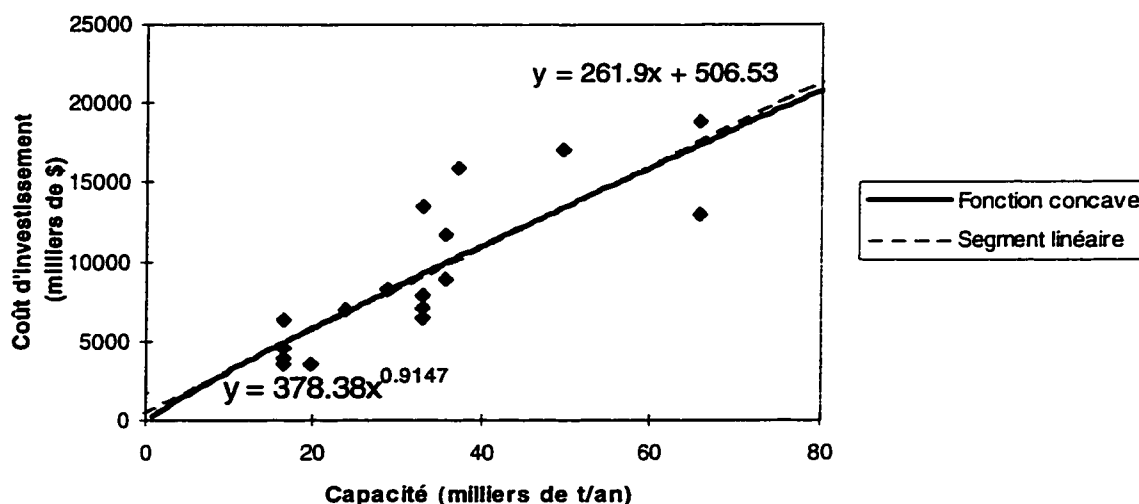


Figure 5.10 Coûts d'investissement pour la construction initiale et l'expansion d'un incinérateur modulaire (18 points)

Robinson fournit, en plus des dix-huit points donnés au tableau 5.17, des informations plus générales, à savoir qu'il en coûte entre 67 342 \$ et 107 746 \$ par tpj. En prenant la moyenne de ces deux valeurs, nous obtenons l'équation suivante ($i = 2,48\%$ inclus) : $I = 271,86 \times C$, où C est en milliers de t/an et I , en milliers de \$.

Finalement, nous effectuons une moyenne pondérée des deux droites calculées précédemment afin de trouver les coûts implantés dans la base de données. En donnant un poids de 18 sur la droite régressée des dix-huit points et 1 à la seconde droite, nous obtenons : $I = 262,42 \times C + 479,87$ où C est en milliers de t/an et I , en milliers de \$. Ainsi, le coût fixe d'investissement de construction initiale d'un incinérateur de masse est de $479,87 \times 10^3$ \$ et son coût variable, 262,42\$/t.

iii) Modernisation de l'incinérateur Des Carrières

Nous avons intégré la possibilité de procéder à la « réouverture » et à la modernisation complète de l'incinérateur Des Carrières. En fait, il s'agit de reconstruire un nouvel incinérateur sur place, en ayant recours à une technologie entièrement nouvelle pour les groupes fours/chaudières permettant ainsi la production d'électricité, tout en conservant une partie du bâtiment et des équipements de base. En conséquence, les coûts d'investissement pour la construction initiale seront moins élevés que ceux d'un incinérateur de masse.

Ces coûts de modernisation ont été calculés dans Défi Déchets 9 (1991), lorsque l'incinérateur était toujours en fonction malgré sa désuétude. Sa réouverture devrait donc engendrer des coûts supplémentaires, mais nous n'en avons pas tenu compte, puisqu'il n'existe aucune donnée sur ce sujet. Il en coûterait 112 190 600\$ pour une capacité fixe de 350 000 t/an. Les paramètres de capacité minimale et maximale sont donc fixés à 350 000 t/an et le coût fixe pour la construction initiale est de 112 190 600\$ et le coût variable est nul. Les coûts d'investissement pour l'expansion seront les mêmes que ceux d'un incinérateur de masse standard.

5.6.5 Coûts fixes d'opération et de maintenance

Les coûts fixes d'O&M attribués à l'incinération sont peu documentés. Wilson (1981) suggère, étant donné la nature chimique des activités d'une installation de valorisation énergétique, d'associer ces coûts proportionnellement aux coûts d'investissement, comme proposé dans la littérature du génie chimique. Cependant, il est à noter qu'un tel lien direct peut nous induire en erreur, puisque l'investissement est souvent accru spécifiquement afin de réduire les coûts de maintenance. Nous retrouvons au tableau 5.18 quelques-unes de ces relations par rapport au coût d'investissement *I*.

Tableau 5.18 Relation des coûts fixes d'O&M par rapport à *I*

Domaine / origine	Entretien	Taxes et assurances	Frais généraux et administration	Total
1) Pétrochimie	0,03/ <i>I</i> -0,04/ <i>I</i>	0,02/ <i>I</i>	0,01/ <i>I</i>	0,06/ <i>I</i> -0,07/ <i>I</i>
2) Article - gestion des DSM	0,03/ <i>I</i>	0,01/ <i>I</i>		0,04/ <i>I</i>
3) Étude de 6 incinérateurs	0,02/ <i>I</i> -0,06/ <i>I</i>			
4) Étude de 40 facteurs -DSM	0,03/ <i>I</i> -0,11/ <i>I</i>			
5) Valeur typique estimée	0,08/ <i>I</i>	0,01/ <i>I</i>	0,01/ <i>I</i>	0,10/ <i>I</i>
6) Incinérateur avec vapeur	0,05/ <i>I</i>	0,01/ <i>I</i>		0,06
7) Questionnaire	> 0,08/ <i>I</i>			

Sources : 1) Chauvel et al., 1976
 2) Levinson, 1990
 3-4-5) Wilson, 1981
 6) Niessen, 1978
 7) VdM, 1997 (Communication)

La variabilité des coûts d'entretien découle en partie des pratiques de comptabilité, lesquelles incluent souvent la main-d'oeuvre pour l'entretien dans les coûts variables d'O&M (Wilson, 1981). Nous estimons la fourchette des coûts fixes d'O&M entre 6% et 10% de l'investissement. Comme les coûts de maintenance sont reconnus comme étant plus élevés dans un incinérateur modulaire, nous affectons 0,06/*I* aux coûts fixes d'O&M des incinérateurs de masse et 0,10/*I* à ceux des incinérateurs modulaires. Nous retrouvons aux figures 5.11 et 5.12 les courbes engendrées par les coûts fixes d'O&M des incinérateurs de masse et modulaires, calculées à partir des coûts d'investissement implantés dans la base de données.

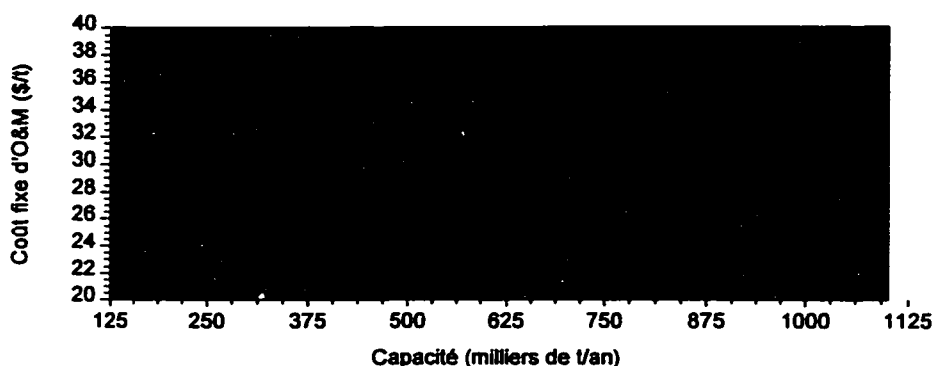


Figure 5.11 Coûts fixes d'O&M dans un incinérateur de masse

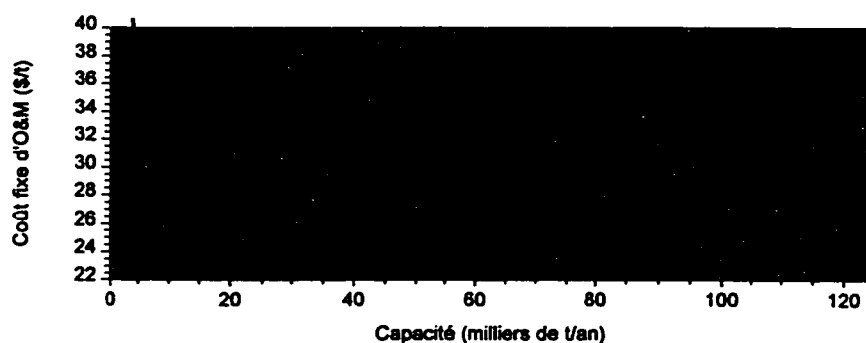


Figure 5.12 Coûts fixes d'O&M dans un incinérateur modulaire

Dans le cas de l'incinération de masse, la fonction de coût devient de plus en plus constante autour d'une capacité de 400 000 t/an, avec un coût de 31 \$/t. Cette capacité est admissible pour une ville telle que Montréal si on la compare à celle de Des Carrières (350 000 t/an) ou du projet de la RIGDIM (500 000 t/an) ; par conséquent, le coût de 31 \$/t constitue la donnée cherchée. Nous n'avons pas de point de comparaison concernant une capacité pour l'incinération modulaire, mais nous pouvons supposer un coût fixe d'O&M de 28 \$/t.

5.6.6 Coûts variables d'opération et de maintenance

Les coûts variables d'O&M sont les mêmes pour les deux types d'incinérateurs. Il est à noter que, en raison de la confidentialité des coûts variables d'O&M, plusieurs études indiquent les coûts affichés pour les clients des incinérateurs. Or, ces coûts affichés, dépassant souvent les 100 \$/t, sont substantiellement élevés par rapport aux coûts réels d'opération (Serrener, 1994). La main-d'oeuvre constitue une part importante des coûts directs d'O&M et un incinérateur n'exige pas nécessairement un grand nombre d'employés, si l'on compare à un centre de tri par exemple. En conséquence, les coûts variables d'O&M ne devraient pas être si élevés, comme le montre le tableau 5.19. Nous avons choisi la moyenne établie à partir des quatre références.

Tableau 5.19 Coûts variables d'O&M dans un incinérateur

Sources	Coût (\$/t)
Baetz et Neebe (1994)	$(50,45 - 31,00) = 19,45^a$
Défi Déchets 9 (1991)	12,15
Levinson (1990)	12,77 ^b
General Electric Company (1975)	$(48,25 - 31,00) = 17,25^a$

^a Ces coûts variables d'O&M ont été calculés à partir des coûts totaux d'O&M desquels nous avons déduit les coûts fixes obtenus à la section précédente.

^b Cette référence donnait différents coûts selon trois capacités : 821 500 t/an, 547 500 t/an et 273 750 t/an. Le coût est obtenu à partir de la capacité de 273 750 t/an, car nous ne voulions pas faire de sous-estimation.

5.6.7 Intrants/extrants

Il existe plusieurs modes opératoires pour lesquels les intrants et les extrants varient. En effet, les incinérateurs peuvent brûler les matières agrégées, c'est-à-dire le sac

à ordures et les bacs ramassés par les collectes sélectives, ou les matières désagrégées comme les résidus des autres technologies de traitement. Les extrants sont les cendres et l'électricité générée, dépendante du pouvoir calorifique de l'intrant. Par conséquent, nous avons compilé, au tableau A.1 de l'annexe A, les pouvoirs calorifiques inférieurs (PCI) de chaque catégorie de matière. Le tableau 5.20 montre les PCI retenus et les contenus en cendres de chaque matière, en pourcentage de masse (Tchobanoglous, 1993).

Ces valeurs ont été multipliées par les proportions respectives de chaque matière dans un sac à ordures, comme elles ont été établi par Soucy (1997), afin d'établir les quote-parts du PCI et du contenu en cendres de chaque matière dans le sac à ordures. La dernière colonne du tableau 5.20 montre l'énergie en kWh/t obtenue à partir des PCI, en supposant une conversion parfaite qui amènerait 1 kWh pour chaque 3600 kJ de PCI. Cette conversion parfaite sera ensuite ajustée par un taux de rendement pour obtenir les quantités réelles d'électricité. Ces valeurs d'énergie ne sont données que pour les matières qui peuvent sortir d'un centre de tri, qu'elles soient rejetées ou destinées à un marché.

En additionnant chacune des quote-parts, on obtient le PCI moyen et le contenu en cendres d'un sac à ordures, selon la composition des déchets de la VdM. On peut comparer notre PCI de 8219,87 kJ/kg à ceux retrouvés dans la littérature, en kJ/kg : 7657,2 (Cabanes, 1991), 7780 (Rhyner et al., 1995), 8900 (SWEB/ETSU, 1993), 9073 (Niessen, 1978). L'énergie obtenue est donc de **2283,30 kWh/t**. Notre taux de cendres, **22,85%**, est également comparable à ceux retrouvés dans la littérature, variant entre 20% et 30% (Défi Déchets 9, 1991; MENVIQ/SNC, 1987; EPA, 1996; Diaz et al., 1982; Bawkon, 1991).

Tableau 5.20 PCI, contenu en cendres et énergie en kWh/t des matières désagrégées et d'un sac à ordures

Matières	Fraction (%)	PCI. (kJ/kg)	Contenu en cendres (%)	Quote-part du PCI (kJ)	Quote-part du en cendres (%)	Énergie (kWh/t)
papier journal	11.19	12 958	1.5	1 450.00	0.17	3599.44
papier fin	2.14	11 302	6.0	241.86	0.13	3139.44
papier glacé	3.55	11 212	23.3	398.03	0.83	3114.44
papier mélangé	6.71	12 372	6.0	830.14	0.40	3436.67
carton->						
ondulé	2.68	11 938	5.0	319.93	0.13	3316.11
général	4.69	11 617	5.0	544.85	0.23	3226.94
multicouches	0.24	21 304	1.2	51.13	0.00	
verre clair	2.95	67	98.9	1.98	2.92	18.61
verre couleur	2.23	67	98.9	1.49	2.21	18.61
autre verre	0.97	67	98.9	0.65	0.96	18.61
pe	0.29	34 677	0.4	100.56	0.00	9632.50
pehd	1.66	33 235	0.4	551.70	0.01	9231.94
autres plastiques	4.55	30 186	10.0	1 373.45	0.46	
ferreux	3.72	1 409	90.5	52.42	3.37	391.39
aluminium->						
boissons	0.10	0	90.5	0.00	0.09	0.00
autres	0.41	7 863	90.5	32.24	0.37	2184.17
autre non-ferreux	0.18	0	90.5	0.00	0.16	
bois	2.33	11 303	1.0	263.35	0.02	
résidus de cuisine	24.47	2 160	5.0	528.61	1.22	
résidus de jardin->						
herbes	2.04	2 418	6.3	49.32	0.13	
branches	3.00	2 280	6.3	68.41	0.19	
feuilles	4.29	2 711	6.3	116.30	0.27	
textiles+cuir	2.80	15 596	6.6	436.69	0.18	
caoutchouc	0.26	27 934	20.0	72.63	0.05	
DDD->						
piles	0.07	0	99.0	0.00	0.07	
solvants	0.41	17 283	16.3	70.86	0.07	
autres	0.19	15 922	68.0	30.25	0.13	
autres	11.88	5 328	68.0	633.01	8.08	
TOTAL (sac à ordures)	100.00%			8 219.87	22.85	

La même démarche est appliquée afin de connaître les quote-parts du PCI et du contenu en cendres de chaque matière dans le bac ou la cloche selon le type de collecte sélective. Ces quotes-part sont présentées au tableau 5.21. Le tableau A.2 de l'annexe A montre le calcul effectué afin de trouver la répartition de la matière dans le bac ou la cloche.

Connaissant ces quotes-parts, nous pouvons maintenant évaluer les PCI et les contenu en cendres des bacs ou des cloches selon chaque type de collecte sélective implantée dans la base de données (Soucy, 1997). Ces collectes sélectives sont données au tableau 5.22. Il faut additionner les quote-parts des matières impliquées dans la collecte et normaliser la somme obtenue, en divisant par la somme des pourcentages de chaque matière dans le bac ou la cloche. Le tableau indique également les quantités d'énergie en kWh/t calculées à partir des PCI normalisés.

Tableau 5.2.1 Quote-parts du PCI et du contenu en cendres de chaque matière dans le bac ou la cloche

#	Matières	Répartition de la matière (%)		PCI (kJ/kg)	Contenu en cendres (%)	Quote-part du PCI (kJ)		Quote-part du contenu en cendres (%)	
		bac - porte-à-porte	cloche - apport volontaire			bac - porte-à-porte	cloche - apport volontaire	bac - porte-à-porte	cloche - apport volontaire
1	papier journal	8.06	2.01	12 958	1.5	1 044.00	261.00	0.12	0.03
2	papier fin	1.11	0.28	11 302	6.0	125.77	31.44	0.07	0.02
3	papier glacé	1.99	0.50	11 212	23.3	222.89	55.72	0.46	0.12
4	papier mélangé	3.22	0.81	12 372	6.0	398.47	99.62	0.19	0.05
5	carton	1.61	0.40	11 938	5.0	191.96	47.99	0.08	0.02
6	ondulé	2.44	0.61	11 617	5.0	283.32	70.83	0.12	0.03
7	général	0.09	0.02	21 304	1.2	18.41	4.60	0.00	0.00
8	multicouches	1.77	0.44	67	98.9	1.19	0.30	1.75	0.44
9	verre clair	1.34	0.33	67	98.9	0.90	0.22	1.32	0.33
10	verre couleur	0.58	0.15	67	98.9	0.39	0.10	0.58	0.14
11	autre verre	0.17	0.04	34 677	0.4	60.34	15.08	0.00	0.00
12	pet	0.86	0.22	33 235	0.4	286.88	71.72	0.00	0.00
13	pehd	1.46	0.36	30 186	10.0	439.50	109.88	0.15	0.04
14	autres plastiques	2.23	0.56	1 409	90.5	31.45	7.86	2.02	0.50
15	ferreux	0.06	0.02	0	90.5	0.00	0.00	0.06	0.01
16	aluminium	0.25	0.06	7 863	90.5	19.34	4.84	0.22	0.06
17	boissons			0	90.5				
18	autres			0	90.5				
19	autre non-ferreux			11 303	1.0				
20	bois			2 160	5.0	66.53		0.15	
21	résidus de cuisine	3.08		2 418	6.3	10.36		0.03	
22	herbes	0.43		2 280	6.3	14.37		0.04	
23	branches	0.63		2 711	6.3	24.42		0.06	
24	feuilles	0.90		15 596	6.6				
25	textiles+cuir			27 934	20.0				
26	caoutchouc			0	99.0				
27	DDDD			17 283	16.3				
28	piles			15 922	68.0				
29	solvants			5 328	68.0				
30	autres								

Tableau 5.22 PCI, énergie en kWh/t et contenu en cendres des bacs ou cloches

#	Collecte sélective	# de matières ramassées ^a	PCI (kJ)		Énergie (kWh/t)	Contenu en cendres (%)	
			total	normalisé (/kg)		total	normalisé
A	bac - porte-à-porte régulière	1 à 6, 8 à 12, 14-15-16	2666,90	10 379,31	2883,14	7,00	27,25
B	bac - porte-à-porte réduite	1, 8 à 12, 14-15-16	1444,49	9425,10	2618,08	6,07	39,64
C	cloche - apport volontaire	1 à 6, 8 à 12, 14-15-16	666,73	10 379,31	2883,14	1,75	27,25
D	résidus de cuisine (bac)	19	66,53	2 160,00	600,00	0,15	5,00
E	herbes (bac)	20	10,36	2 418,00	671,67	0,03	6,30
F	branches (bac)	21	14,37	2 280,00	633,33	0,04	6,30
G	feuilles (bac)	22	24,42	2 711,00	753,06	0,06	6,30
H	papier (bac)	1-2-4	1568,24	12 657,30	3515,92	0,38	3,07
I	carton (bac)	5-6	475,28	11 735,31	3259,81	0,20	5,00
J	contenants (bac)	8 à 12, 14-15-16	400,49	5 516,39	1532,33	5,95	81,96

^a Les numéros indiqués sont ceux du tableau 5.21.

Ces collectes peuvent être combinées ensemble de différentes façons. Par exemple, une même maison peut être desservie par trois collectes en même temps: la collecte régulière porte-à-porte de matières recyclables, la collecte de matières putrescibles et la collecte de feuilles. D'ailleurs, les collectes d'herbes, de branches et de feuilles sont généralement combinées en une seule collecte dans la réalité. À partir des différentes combinaisons implantées dans la base de données (Soucy, 1997), nous pouvons maintenant évaluer le PCI et le contenu en cendres des sacs à ordures résiduels, c'est-à-dire les sacs restants après une combinaison de collectes sélectives. Pour ce faire, des 8219,87 kJ/kg et 22,85% associés au sac à ordures (sans collecte sélective) du tableau 5.20, nous retranchons la somme des PCI et des contenus en cendres des bacs ou cloches pour chaque combinaison. Les résultats sont présentés au tableau 5.23.

Tableau 5.23 PCI, énergie et contenu en cendres des sacs à ordures résiduels

Combinaison (collectes incinées)	PCI (kJ/kg)		Énergie (MJ/t)	Contenu en cendres (%)	
	Total	Normalisé (VLE)		Total	Normalisé
A	5552,96	7473,13	2075,87	15,85	21,33
B	6775,38	8001,72	2222,70	16,78	19,81
C	7553,14	8071,63	2242,12	21,10	22,55
D	8153,79	8411,08	2336,41	22,70	23,41
E-F-G	8170,72	8334,00	2315,00	22,73	23,18
A-D	5486,89	7701,23	2139,23	15,70	22,03
B-D	6709,30	8220,64	2283,51	16,63	20,36
C-D	7487,06	8271,40	2297,61	20,95	23,14
D-E-F-G	8104,64	8532,83	2370,23	22,58	23,76
A-E-F-G	5503,82	7607,59	2113,22	15,73	21,74
B-E-F-G	6726,23	8131,86	2258,85	16,66	20,13
C-E-F-G	7503,99	8190,61	2275,17	20,98	22,89
A-D-E-F-G	5437,74	7848,07	2180,02	15,58	22,47
B-D-E-F-G	6660,15	8361,14	2322,54	16,51	20,71
C-D-E-F-G	7437,92	8398,84	2333,01	20,83	23,51
D-H-I	5775,86	7569,93	2102,76	16,32	21,39
H-I-J	6109,82	7591,72	2108,81	22,12	27,49

^a Les numéros indiqués sont ceux du tableau 5.22.

Nous avons mentionné, à la section 4.3.2.3. à propos du potentiel énergétique des incinérateurs, que la conversion de l'énergie thermique en électricité n'était pas parfaite à cause des pertes de chaleur et de certaines inefficacités mécaniques. Or, le rendement réel d'une telle conversion est de l'ordre de 15% à 25%, tel qu'indiqué dans la littérature : 15% (Morris et Canzoneri, 1992 ; Morris, 1996), 19% (Robinson, 1986), 19,6% (Holmes, 1981), 23,5% (SWEB/ETSU, 1993), 25% (Rhyner et al., 1995). Ne voulant pas faire de surestimation, nous avons choisi un rendement de 23% pour les incinérateurs de masse.

En ce qui a trait aux incinérateurs modulaires, nous leur avons donné le rendement minimum, soit 15%, puisque l'un des inconvénients de ce type d'incinérateur réside dans son efficacité thermique plus basse. Ces rendements sont nécessaires afin d'ajuster la conversion de l'énergie en kWh/t en électricité, qui avait été supposée parfaite.

Il est à noter que tous ces calculs se feront éventuellement de façon endogène dans le modèle. En effet, dans le cadre de cette recherche, nous avons supposé que toutes les collectes d'une combinaison pouvant être implantée dans une région étaient offertes à 100% de la population résidant dans cette région. Or, tel que mentionné à la section 3.1.2, il est possible dans le modèle que la population desservie par les collectes d'une même combinaison soit différente. Ces affectations changent la composition des bacs, des cloches et des sacs à ordures résiduels, et par le fait même, les intrants et extrants d'un incinérateur.

5.6.8 Coût de traitement des cendres

Nous avons vu, à la section 4.3.2.4, que les cendres étaient composées à 90% de mâchefers et 10% de cendres volantes. Il en coûterait 42,42 \$/t pour enfouir en site sélectif ces deux types de cendres et traiter la chaux usée (utilisée parfois dans le contrôle des gaz acides) et les gâteaux d'épuration contenant les cendres volantes (Défi Déchets 9, 1991). Une autre référence nous donne un coût semblable, soit 31,36 \$/t pour l'enfouissement des mâchefers et 156,82 \$/t pour l'enfouissement des cendres volantes (CUM, 1994). Or, nous déduisons de ces derniers chiffres un coût global équivalent à la moyenne pondérée, soit $(0,90 \times 31,36) + (0,10 \times 156,82) = 43,91$ \$/t de cendres. Nous avons opté pour un coût de traitement de 43 \$/t de cendres.

Nous supposons alors que les deux types de cendres sont enfouies chez Demix selon ce coût. Or, le site Demix possède une structure particulière : il peut recevoir, en

plus des cendres, des boues d'épuration. De plus, comme mentionné à la section 5.4.1, le site Demix est un dédoublement du site M-65, non alloué à l'enfouissement et pouvant être affecté à d'autres technologies de traitement. Afin de ne pas confondre les divers coûts de traitement et éviter des erreurs, nous avons incorporé le coût de traitement des cendres au transport des cendres de l'incinérateur chez Demix. Un coût de transport possède deux composantes : un coût unitaire, en \$/t, de ramassage des matières et un coût unitaire, en \$/t-km, pour le transport de ces matières. Ainsi, le **43\$/t** sera intégré à la première composante du coût de transport intermédiaire spécifiquement conçu pour les cendres¹¹.

5.6.9 Bornes de capacité

La principale différence entre les deux types d'incinérateurs consiste en leur capacité. La capacité admissible pour un incinérateur modulaire est semblable d'une source à l'autre : 0 à 300 tpj (Brereton, 1996), 5 tpj à 400 tpj (Bawkon, 1991), 10 à 400 tpj (MENVIQ/SNC, 1987), 12,5 à 400 tpj (Peterson et Givonetti, 1984), 0 à 500 tpj (Robinson, 1986). Nous avons opté pour une capacité de 12,5 tpj à 400 tpj, soit **4 000 t/an** à environ **125 000 t/an**. Au-delà de cette capacité, nous considérons les incinérateurs de masse : 300 à 3000 tpj (Brereton, 1996), 400 à 3000 tpj (Bawkon, 1991), 400 à 4000 tpj (MENVIQ/SNC, 1987), 500 à 3000 tpj (Robinson, 1986). Nous avons choisi 400 tpj à 3000 tpj, soit environ **125 000 t/an** à **1 000 000 t/an**. Quant à l'incinérateur Des Carrières modernisé, sa capacité est fixée à **350 000 t/an**, équivalente à sa capacité minimale et maximale.

¹¹ Quant à la deuxième composante qui a été déterminée dans le mémoire de Soucy (1997), le coût est de 0,51\$/t-km. Ce coût est applicable pour n'importe quel transport entre sites, peu importe les matières transportées.

5.6.10 Facteurs d'utilisation de capacité

Un incinérateur fonctionne généralement 11 mois par année, au cours desquels tous les équipements ne peuvent être en opération 100% du temps. Par exemple, Des Carrières possédait quatre fours à combustion dont seulement trois étaient en fonction. Sa capacité était utilisée à 68% (Défi Déchets 9, 1991). Cependant, la littérature nous indique, pour les incinérateurs modernes de masse, un facteur d'utilisation maximale autour de 85% (Isles, 1993; Défi Déchets, 1991; Robinson, 1986; Wehran Engineering, 1984). Nous avons choisi 85% pour les incinérateurs de masse, incluant Des Carrières, et 90% pour les incinérateurs modulaires qui sont probablement plus faciles à entretenir et à réparer en raison de leur petite capacité.

5.7 Les sites d'enfouissement

Nous avons décrit, à la section 4.4.2, les trois types d'enfouissement sanitaire : dépôt de surface, dépôt en tranchée et combinaison de ces deux types de dépôts. Le site du CTED, le seul en opération à Montréal, est un dépôt de surface, puisque l'on procède au remplissage de l'ancienne carrière Miron. Outre ce site, un autre site d'enfouissement potentiel, soit M-69¹², appelé communément la carrière Francon-Lafarge, pourrait facilement appliquer cette méthode de surface.

Les trois autres sites potentiels implantés dans la base de données, soit M-66, M-67 et M-68, sont des terrains vacants où l'on peut procéder à n'importe quel type d'enfouissement. Suivant une étude effectuée pour la MRC-Papineau, ces trois terrains, si exploités, seront excavés de six mètres et surélevés de quatre mètres, combinant ainsi le dépôt en tranchée et le dépôt de surface (Laidlaw, 1993).

¹² Les sites potentiels et leurs affectations ont été donnés à la section 5.4.1. Lorsqu'un site potentiel peut recevoir des opérations d'enfouissement, le site potentiel dénommera directement le site d'enfouissement implanté dans la base de données.

Cependant, les paramètres technico-économiques associés à l'enfouissement ne nécessitent pas vraiment une différenciation quant aux types de dépôts effectués. En effet, les coûts sont donnés en fonction de la surface, de la profondeur et d'autres caractéristiques physiques d'un site. Mis à part le CTED pour lequel nous possédons des données spécifiques, les quatre autres sites seront évalués sur cette même base. Il est à noter que les capacités sont données en mètres cubes, contrairement aux technologies de traitement qui possèdent des capacités en tonnes.

5.7.1 Durée de vie utile

Un site d'enfouissement se remplit en fonction de l'achalandage; il ne possède pas de vie utile en tant que telle. Au contraire d'une technologie de traitement, un incinérateur par exemple, il n'existe pas de bâtiment ou de gros équipements spécialisés pouvant devenir désuets après quelques années. En fait, il y a quelques équipements nécessaires aux opérations tels que des compacteurs, des pelles mécaniques, etc., ou encore des infrastructures pour le traitement du biogaz et du lixiviat, mais leurs durées de vie sont prises en compte dans les coûts d'investissement.

Mais pour les besoins du modèle et pour actualiser les coûts, nous devons évaluer une période d'exploitation généralisée pour tout site d'enfouissement. Considérant les grandes capacités des sites d'enfouissement potentiels et l'achalandage de moins en moins élevé, nous avons supposé que la durée de vie serait d'au moins **vingt ans**, équivalente à la période d'étude considérée dans le modèle. D'ailleurs, dans une étude du MEF, l'hypothèse avancée concernant la période d'exploitation d'un site d'enfouissement typique est également de vingt ans (Fournier, 1994).

5.7.2 Durée de construction

Il n'existe aucune référence quant au temps nécessaire à l'établissement d'un site d'enfouissement. Puisqu'il n'y a pas d'infrastructures importantes à bâtir comme celles d'un centre de tri ou d'un incinérateur, nous supposons une durée de construction plus courte que la durée de ces deux technologies. Par conséquent, afin d'aménager les infrastructures telles que le bureau, l'atelier d'entretien mécanique, les clôtures, les routes, etc., excaver le site (si nécessaire) et construire les cellules imperméables, nous supposons une durée de construction de **1 an**, avec un taux d'intérêt de construction de **2,48%**.

5.7.3 Superficie requise

Puisque les besoins en superficie dépendent directement des opérations d'enfouissement, la superficie minimale requise a été établie à **zéro**, en supposant que les besoins en superficie des diverses infrastructures soient négligeables en comparaison avec l'espace alloué à l'enfouissement.

Par contre, la superficie variable requise est calculée par le quotient de la superficie totale du site par sa capacité. Le tableau 5.24 montre les valeurs nécessaires à l'obtention de ces quotients. Il est à noter que la superficie variable des sites existants, soit Demix et le CTED_1 (partie exploitée du CTED) est nul, car ces terrains sont déjà acquis et en activité.

Tableau 5.24 Superficies variables requises par les sites d'enfouissement

Sites d'enfouissement	Superficie totale (ha)	Épaisseur (m)	Capacité ^a (10 ³ m ³)	Superficie variable requise (ha/10 ³ m ³)
CTED_1				0
CTED_2	15		15 000 ^b	0,0010
Demix				0
M-66	30	10	2 400	0,0125
M-67	60	10	4 800	0,0125
M-68	48	10	3 840	0,0125
M-69	69,8	40	22 336	0,003125

^a Capacité = 0,8 (superficie totale × hauteur).

^b Le CTED_2, qui consiste en une expansion du CTED déjà demandée par la VdM, possède une capacité de 10 millions de t, équivalente à 15 millions de m³ selon la densité supposée de la VdM qui est de 0,667 t/m³ (Communication avec M. Fortin, VdM, 1997).

Comme on peut le remarquer au tableau 5.24, la capacité d'enfouissement n'est pas équivalente à la totalité de l'espace du site, car une partie de cet espace, soit 20%, est réservée au recouvrement journalier (Laidlaw, 1993). La profondeur de 10 m allouée à M-66, M-67 et M-68 provient de l'excavation de 6 m et de la surélévation de 4 m, en faisant abstraction de la pente de surélévation¹³. Quant à la profondeur de M-69, l'étude de McGill (1993) sur les sites potentiels l'évalue à environ 30 m, tandis que Défi Déchets 9 (1991) assume une profondeur moyenne de 50 m; nous avons utilisé 40 m.

5.7.4 Bornes de capacité

Les capacités minimales ont toutes été fixées à zéro. Quant aux capacités maximales, elles ont été données à la section précédente : M-66 (2 400 m³), M-67 (4 800 m³), M-68 (3 840 m³), M-69 (22 336 m³) et le CTED_1 (15 000 m³). Le schéma de la figure 5.13 montre la configuration du site d'enfouissement situé au CTED, ce qui

¹³ Étant donné toutes les hypothèses sur l'enfouissement et des approximations qui en découlent, nous n'avons pas considéré la perte d'espace produite par la pente d'une surélévation.

permettra de mieux comprendre les hypothèses qui y sont associées. Il est à noter que le schéma n'est pas à l'échelle.

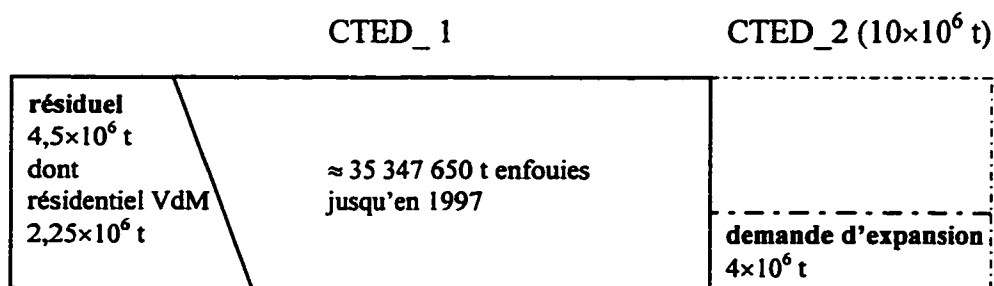


Figure 5.13 Configuration du site d'enfouissement du CTED

Le CTED_1 est la partie déjà développée du CTED, avec une capacité résiduelle de $4,5 \times 10^6$ t. La quantité déjà enfouie au CTED_1 est calculée dans le tableau B.1 de l'annexe B. Le CTED_2 est une partie de la carrière non développée d'une capacité de 10×10^6 t, pour laquelle une demande officielle d'expansion de 4×10^6 t a été faite par la VdM au MEF (Communication avec M. Fortin, VdM, 1997). La répartition des capacités entre le CTED_1 et le CTED_2 est d'environ 80% et 20% respectivement, tel que mentionné à la section 5.4.2.

Nous avons mentionné au début de la section 5.3 que toute nouvelle technologie serait employée à l'usage exclusif des DSM. Pour le CTED_1 qui existe déjà et qui reçoit des DSM de tous les secteurs, nous avons observé les tendances des dernières années. En 1994, 336 648 t sur 857 500 t (39,26%) des déchets enfouis au CTED_1 étaient des DSM de la VdM, tandis qu'en 1996, on en retrace 318 000 t sur 544 000 t (58,46%) (Bilan des activités 1994, VdM, 1994; Communication avec M. Fortin, VdM, 1997). En examinant ces résultats et en soutenant le fait qu'il existe une forte baisse d'achalandage des villes extérieures à la VdM depuis quelques années, nous supposons

que la quantité moyenne des déchets enfouis au CTED_1 sera de 500 000 t/an et qu'une proportion de 50% sera réservée aux DSM de la VdM.

De plus, la VdM prévoit une diminution de 40% des DSM, pour l'an 2000, par rapport à l'année 1989 qui en a généré 420 000 t (Défi Déchets 10, 1991; Communication avec M. Fortin, VdM, 1997). La projection serait donc de 252 000 t/an de DSM pour les années à venir. Comme une grande partie des DSM de la VdM sont encore enfouies, nous appuyons l'hypothèse précédente, soit une portion de 50% (252 000 t/an sur 500 000 t/an) de la capacité résiduelle du CTED_1 allouée à ces DSM. Par conséquent, les paramètres de capacité maximale et de capacité résiduelle du CTED_1 seront la moitié de $4,5 \times 10^6$ t, soit $2,25 \times 10^6$ t ou encore **3 375 000 m³**, suivant la densité de 0,67 t/m³ appliquée par la VdM.

Dans la section 5.4.2, nous avons émis l'hypothèse que Demix possédait une superficie infinie. Incidemment, sa capacité peut être considérée comme étant infinie. Mais comme Demix est un site existant, nous devons lui imposer une capacité résiduelle. Nous lui avons donc attribué une capacité susceptible de ne jamais être atteinte, soit **10 000 m³**.

5.7.5 Coûts d'investissement

Nous allons déterminer séparément les coûts d'investissement pour le CTED_2 et les autres sites potentiels. Nous supposons que les coûts fixes d'investissement, composés des frais de développement, des coûts des équipements et des infrastructures, ainsi que des systèmes de traitement du lixiviat et du biogaz¹⁴, ne sont défrayés qu'une seule fois. En effet, une expansion n'est que la continuation de l'exploitation d'un site.

¹⁴ Voir les détails de l'évaluation des coûts d'investissement au tableau B.2 de l'annexe B.

Par conséquent, une expansion possède un coût fixe **nul**, mais un coût variable similaire à celui d'une construction initiale.

i) CTED_2

Même si on exploitait la partie non développée du CTED, il demeure que certaines infrastructures sont déjà établies, diminuant probablement les coûts d'investissement. La VdM suppose, pour l'ajout des 4 millions de tonnes (6 millions de m³), un investissement de 6×10⁶ \$/an pendant 10 ans (Communication avec M. Fortin, VdM, 1997). Nous actualisons ces paiements par la formule suivante :

$$I = \frac{(1+i)^n - 1}{i(1+i)^n} \times P, \text{ où } I \text{ est l'investissement total actualisé, } i \text{ est le taux d'actualisation}$$

posé à 7%, P est le montant du paiement annuel et n , le nombre d'années de paiements (Brown et Yanuck, 1985). En y ajoutant le taux d'intérêt de construction de 2,48%, nous obtenons un investissement de 43 187 000 \$, ou encore **7,20 \$/m³** comme coût variable d'investissement et **0 \$** comme coût fixe.

ii) M-66, M-67, M-68 et M-69

L'évaluation des coûts d'investissement d'un nouveau site d'enfouissement sanitaire est dépendante de sa superficie, de sa profondeur, des surfaces à imperméabiliser et de sa capacité. Les détails de cette évaluation de coûts sont donnés et expliqués au tableau B.2 de l'annexe B. Selon ses caractéristiques, chaque site comporte des coûts différents, tels qu'indiqués au tableau 5.25.

Tableau 5.25 Coûts d'investissement des sites d'enfouissement potentiels

Caractéristiques		M-66 (terrain vacant)	M-67 (terrain vacant)	M-68 (terrain vacant)	M-69 (carrière)
Superficie	(ha)	30	60	48	69,8
Volume excavé	A- coût associé (\$/ha)	4 116 570	8 233 140	6 586 512	9 123 907
	profondeur (m)	6	6	6	40
Surface à imperméabiliser	volume (m³)	1 800 000	3 600 000	2 880 000	
	B- coût associé (\$)	6 822 000	13 644 000	10 915 200	
Capacité	parois ^a (m²)	13 145	18 590	16 628	133 674
	C- coût associé (\$)	552 090	780 780	698 376	5 614 308
Coût variable	fond (m²)	300 000	600 000	480 000	698 000
	D- coût associé (\$)	12 000 000	24 000 000	19 200 000	27 920 000
Coût fixe	(10³ m³)	2 400	4 800	3 840	22 336
	(10³ t) ^c	1 699,2	3 398,4	2 718,72	15 814
Coût variable	E- coût associé (\$)	2 500 312	2 519 328	2 512 910	2 568 499
	(A+B+C+D) / capacité en m³	9,79 \$/m³	9,72 \$/m³	9,74 \$/m³	1,91 \$/m³
Coût fixe	avec taux d'intérêt de 2,48%	10,03 \$/m³	9,96 \$/m³	9,98 \$/m³	1,96 \$/m³
	10 044 871 ^d + E	12 545 183 \$	12 564 199 \$	12 557 781 \$	12 613 370 \$
Coût fixe	avec taux d'intérêt de 2,48%	12 856 304 \$	12 875 791 \$	12 869 214 \$	12 926 182 \$

^a La surface des parois est approximée à partir de la superficie : $\sqrt{\text{superficie} \times 4 \times \text{profondeur}}$.

^b Nous enlevons 20% de la capacité du site pour le recouvrement journalier : capacité = 0,8 (superficie x hauteur)

^c Pour la conversion de la capacité en tonnes, nous utilisons la densité d'un sac à ordures à l'enfouissement calculé dans le mémoire de Soucy (1997) : 0,708 t/m³.

^d Le coût fixe de base de 10 044 871 est donné pour une capacité supérieure à 200 000 t/an, ce qui serait probablement le cas d'un site d'enfouissement implanté dans la VdM.

On remarque que M-66, M-67 et M-68 ont sensiblement les mêmes coûts d'investissement, plus élevés que ceux de M-69. Les trois premiers sites sont des terrains vacants adjacents, d'où les caractéristiques semblables amenant des coûts similaires. Quant à M-69, il s'agit d'une carrière profonde pouvant recevoir une grande quantité de déchets. En plus d'éviter les coûts de défrichage et d'excavation, sa grande capacité lui permet d'abaisser fortement les coûts variables d'investissement.

On peut comparer ces coûts avec d'autres références. La VdM avait déjà étudié la possibilité d'exploiter la carrière Francon-Lafarge (M-69) avec un coût d'investissement de base de 11 300 000 \$, s'approchant de notre coût fixe de 12 613 370 \$ (Défi Déchets 10, 1991). Serrener (1996) avait calculé un coût total d'investissement de 10,30 \$/m³ pour des terrains vacants, en excluant les ouvrages de traitement des eaux de lixiviation et l'excavation. En examinant nos coûts totaux, c'est-à-dire fixes et variables confondus, selon le même critère (il faut enlever 2 616 198\$ pour le traitement du lixiviat et les coûts d'excavation), nous obtenons : M-66 avec 11,08 \$/m³, M-67 avec 8,95 \$/m³, M-68 avec 9,48 \$/m³, qui sont dans le même ordre de grandeur.

5.7.6 Coûts fixes d'opération et de maintenance

En général, la partie fixe des coûts d'O&M est constituée principalement des coûts d'entretien. Pour l'enfouissement, l'entretien est souvent confondu avec les opérations. Nous ne considérons alors que les taxes et assurances, ainsi que les frais généraux. Comme ces types de frais attribués à l'enfouissement sont peu documentés, nous supposons que les relations de ces frais par rapport à l'investissement sont les mêmes que celles indiquées à la section 5.6.5. Nous avons opté pour la relation la plus élevée, soit 3% de l'investissement total (fixe et variable confondu), sans le taux d'intérêt encouru pendant la construction.

Nous ne considérons pas les coûts d'O&M chez Demix, puisque les cendres qui y sont acheminées ont leur coût de traitement inclus dans le transport. Quant au CTED_1, nous ne connaissons pas les investissements qui ont été défrayés pour ce site ; nous avons alors supposé que son coût fixe d'O&M serait le même que celui du CTED_2. Le tableau 5.26 montre ces valeurs pour les différents sites d'enfouissement.

Tableau 5.26 Coûts fixes d'O&M dans les sites d'enfouissement

Site	Demix	CTED_1	CTED_2	M-66	M-67	M-68	M-69
$I (\$/m^3)$			7,03	15,02	12,34	13,01	2,47
Coût fixe ($\$/m^3$)	0	0,21	0,21	0,45	0,37	0,39	0,07

Nous remarquons une différence entre les coûts du CTED_2 et M-69 qui, pourtant, sont des carrières dans les deux cas. Cette différence s'explique par le fait que les coûts d'investissement sont nettement avantageux dans le cas de M-69 à cause de sa grande capacité et que les coûts fixes d'O&M proviennent des coûts d'investissement.

5.7.7 Coûts variables d'opération et de maintenance

Nous avons inclus, dans les coûts variables d'O&M, les coûts de fermeture et de post-fermeture. De cette façon, nous prenons en compte, pour chaque tonne de déchets enfouis, les impacts futurs découlant de cet enfouissement en constituant une réserve qui permettra de rencontrer les obligations ultérieures. La durée de vie utile d'un site d'enfouissement, approximée à vingt ans, permettra d'actualiser les coûts de fermeture et de post-fermeture afin de les incorporer dans les coûts variables d'O&M. Il est à noter que le CTED_1 possède des coûts de fermeture et de post-fermeture plus élevés, puisqu'il ne respecte pas les normes environnementales exigées pour les nouveaux sites d'enfouissement.

En premier lieu, il faut évaluer les coûts variables d'O&M de base. La VdM possédait, en 1991, un budget de 18 000 000 \$ (1990) pour les opérations et l'entretien au CTED. Ce dernier avait reçu 1 140 000 t de déchets, ce qui amène un coût de 17,86 \$/t (1995) (Défi Déchets 10, 1991). En 1994, ces coûts ont été évalués à 22 \$/t (1994), équivalent à 22,77 \$/t (1995) (CUM, 1994). Dans la littérature américaine, on retrouve également des coûts semblables, soit 21,62 \$/t (Baetz et Neebe, 1994). En effectuant la moyenne de ces trois coûts, nous obtenons 20,75 \$/t, ou encore 14,69 \$/m³,¹⁵ qui sera notre coût variable d'O&M de base pour tout site d'enfouissement.

Deuxièmement, les coûts de fermeture sont constitués des frais reliés au recouvrement final multicouches et à la revégétation du site. Ces frais sont proportionnels à la superficie et sont évalués à 27,75 \$/m² pour un site potentiel (Laidlaw, 1993).

La VdM avait évalué à 97 086 000 \$ (1990) le coût de fermeture du CTED_1, qui était supposé cesser ses activités en 1994 (Défi Déchets, 1991). Mais à cause de la baisse d'achalandage au CTED, ce dernier n'a toujours pas fermé ses portes. Néanmoins, nous présumons que ce coût sera toujours applicable lors de la fermeture du CTED_1, mais sur la totalité des matières enfouies. À la section 5.7.4, nous avons évalué la quantité annuelle de déchets enfouis au CTED_1 à 500 000 t sur une capacité résiduelle de 4 500 000 t, soit environ 9 ans d'activités de 1997 à sa fermeture. En actualisant le coût de fermeture pour 1998 (le début de la période d'étude du modèle), nous obtenons 59 917 986 \$ (1995). En appliquant ce coût sur un total de (35 347 650 t¹⁶+4 500 000 t) = 39 847 650 t de déchets enfouis, le coût de fermeture unitaire obtenu est de 1,50 \$/t, équivalent à 1,06 \$/m³.

¹⁵ Nous considérons une densité du sac à ordures de 0,708 t/m³, comme elle a été calculée dans le mémoire de Soucy (1997).

¹⁶ Quantité totale enfouie au CTED jusqu'en 1997, évaluée au tableau A.1 de l'annexe A.

Finalement, les coûts de post-fermeture sont ceux qui sont associés au suivi environnemental exigé après la fermeture d'un site d'enfouissement pour une période de trente ans¹⁷. Pour un site recevant plus de 200 000 t/an, comme ce sera probablement le cas pour nos sites potentiels, les coûts de post-fermeture sont évalués à 1 133 914 \$ par année. La valeur présente de ces paiements, au moment de la fermeture (en actualisant de trente de ans), est égale à 14 070 786 \$.

Quant au CTED_1, la VdM a déterminé ses coûts annuels de post-fermeture à 2 863 000 \$ (Défi Déchets 10, 1991). Ces montants annuels équivalent, au moment de la fermeture, à 35 527 000 \$, ou encore 20 677 000 \$ en 1998. En divisant par la quantité totale enfouie au CTED, nous obtenons un coût unitaire de 0,52 \$/t, ou encore 0,37 \$/m³. Il est à noter que ce coût unitaire, ainsi que celui de la fermeture (1,06 \$/m³), ne seront appliqués qu'à la partie des DSM de la VdM (2 250 000 t).

La récapitulation de tous ces coûts se trouve au tableau 5.27 pour chaque site d'enfouissement. Ces coûts peuvent être comparés au 15 \$/t (US 1994) donné par Baetz et Neebe (1994), équivalent à 14,75 \$/m³ lorsque l'on considère la densité de 0,708 t/m³ utilisée dans le modèle. Nous rappelons que Demix ne possède aucun coût d'O&M comme il a été expliqué à la section précédente.

¹⁷ Certaines références comme Défi Déchets 10 (1991) donnent une période de post-fermeture de vingt ans, mais nous avons opté pour la plus longue période, soit trente ans, mentionnée dans la littérature, entre autres par Laidlaw (1993)

Tableau 5.27 Coûts variables d'O&M dans les sites d'enfouissement

	Demix	CTED_1	CTED_2	M-66	M-67	M-68	M-69
Superficie (m ²)			150 000	300 000	600 000	480 000	698 000
Capacité (10 ³ m ³)			15 000	2 400	4 800	3 840	22 336
1- Coût de base (\$/m ³)		14,69	14,69	14,69	14,69	14,69	14,69
2- Coût de fermeture (\$/m ³)		1,06 (actualisé)	0,28	3,47	3,47	3,47	0,87
3- Coût de post-fermeture (\$/m ³)		0,37 (actualisé)	0,94	5,86	2,93	3,66	0,63
Coûts (2) et (3) actualisés (\$/m ³)		1,43	0,31	2,41	1,65	1,84	0,39
Coût total (\$/m ³)	0,00	16,12	15,00	17,10	16,34	16,53	15,08

Chapitre 6

Scénarios et analyse des résultats

Ce chapitre présente quelques scénarios effectués en vue d'analyser l'impact des choix technologiques pour la Ville de Montréal. Il s'agit de la première analyse permettant d'expérimenter le modèle Eugène. Comme nous nous intéressons principalement aux technologies de traitement et d'élimination dans un système de gestion intégrée des déchets, nous insistons davantage sur la planification stratégique, à savoir quelles technologies seront construites ou agrandies et à quel endroit, ainsi que sur la planification tactique, soit l'activité de chaque technologie choisie.

6.1 Mise en oeuvre du modèle Eugène

Le modèle Eugène a été implanté sur des micro-ordinateurs munis d'un processeur Pentium 150 MHz dans un environnement Windows NT 3.51, à l'aide de l'application AMPL Plus (A Mathematical Programming Language). Celle-ci est basée sur un langage de modélisation pour la programmation mathématique permettant de décrire des problèmes d'optimisation de grande taille. Sa notation algébrique est familière et son environnement interactif est conçu de façon à aider la formulation de modèles, à établir le lien entre ces modèles, leurs bases de données et une grande variété de solveurs d'optimisation, ainsi qu'à analyser les solutions obtenues (Fourer et al., 1993).

6.2 Contexte

La limite géographique de la première version de la base de données est définie comme étant la Ville de Montréal, à l'exception de quelques sites potentiels situés dans

les villes avoisinantes. Nous avons déjà mentionné que l'étude portait exclusivement sur les déchets de nature résidentielle.

La Ville de Montréal génère annuellement 365 900 tonnes de déchets résidentiels, selon les données de 1995, à partir de 9 arrondissements constituant les sources génératrices de la base de données (Soucy, 1997). Nous avons considéré 24 types de matières, déjà énumérées au tableau 5.20 ¹. Ce dernier indique également la part de chacune de ces matières dans la masse des déchets résidentiels. Globalement, ces matières peuvent être réparties selon trois catégories, représentées à la figure 6.1.

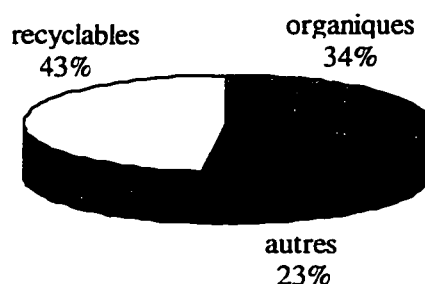


Figure 6.1 Répartition des déchets résidentiels

Cette répartition en catégories permet d'apprécier le potentiel de récupération des matières visées par une collecte sélective, en fonction du mode de traitement qu'elles subiront. Comme la majorité des matières sont combustibles, l'incinération ne fait généralement pas appel à une collecte sélective pour satisfaire ses besoins en matières. Quant aux centres de tri, ils peuvent accepter jusqu'à 43% de la matière dans un sac à ordures. Le compostage touche surtout aux matières organiques, soit les résidus de cuisine et de jardin constituant 34% de la masse des déchets. Mais certaines techniques de compostage incorporent aussi les papiers et cartons, d'où un potentiel de matières

¹ Le tableau 5.20 indique 28 types de matières ; les textiles et cuir, le caoutchouc et tous les déchets domestiques dangereux ont été regroupés dans la catégorie « autres » dans le modèle, ce qui donne 24 types de matières en considérant les boues d'épuration.

compostables équivalent à 61%. Les 10 collectes sélectives et les 17 combinaisons de ces collectes implantées dans la base de données ont été spécifiées aux tableaux 5.22 et 5.23.

Nous avons également vu au chapitre 5 qu'il existe 10 sites potentiels et 3 sites existants. Les sites peuvent accueillir une panoplie de technologies, soit l'enfouissement selon les nouvelles normes environnementales, l'incinération modulaire et de masse, incluant la réouverture de l'incinérateur Des Carrières, les tris poussé et peu poussé et, finalement, six différents procédés de compostage ainsi qu'un procédé de tri-compostage. Les technologies qui existent déjà, soit le site d'enfouissement au CTED et le centre de tri situé sur ce même site, sont aussi représentées explicitement à l'aide de technologies spécifiques.

L'enfouissement ne possède qu'un seul mode opératoire. L'incinération, peu importe le type, peut s'effectuer selon 40 modes opératoires différents. Le tri poussé accepte 6 modes opératoires tandis que le tri peu poussé n'en comporte que 2. Tous ces modes opératoires ont été énoncés au chapitre 5, ainsi que les différents coûts et capacités qui s'appliquent à ces technologies et à leurs modes opératoires. Quant au compostage, il compte 18 recettes différentes constituant autant de modes opératoires. Le tri-compostage peut fonctionner selon 4 modes opératoires.

La dernière composante du système est constituée des marchés : 14 marchés pour les matières recyclables, 3 pour les divers types de qualité de compost et un pour l'électricité. Il n'existe aucune contrainte, pour l'instant, sur les demandes minimales et maximales de ces marchés.

6.3 Méthodes de résolution

Le modèle Eugène génère des problèmes de programmation linéaire mixte possédant une structure particulière. Le modèle étant très récent, nous n'avons pu tirer profit de sa structure. C'est pourquoi nous avons choisi de résoudre les problèmes générés à l'aide du logiciel d'optimisation CPLEX 4.0, en utilisant une méthode de séparation et évaluation progressive (« branch-and-bound ») normale avec une recherche en profondeur d'abord. Le choix de la stratégie de recherche a été dicté par le souci de ne pas dépasser la limite imposée par la taille de la mémoire disponible sur les ordinateurs ayant servi à résoudre les problèmes.

L'aperçu de la section précédente sur ce qui existe dans la base de données permet d'entrevoir le nombre important de variables, notamment de variables binaires, et de contraintes qui peuvent être générées par un tel problème. Étant donné que nous en sommes aux premières expérimentations avec ce modèle et que les méthodes de résolution n'ont pas été approfondies, les scénarios ont été effectués pour 2 périodes de 5 ans, malgré le fait que la limite temporelle initialement prévue soit de 4 périodes de 5 ans. Une exécution sur deux périodes prenait habituellement de deux à trois heures. Le but de ce mémoire n'étant pas de tester les performances d'un algorithme quelconque, nous ne présenterons pas, mis à part cette dernière remarque, les temps de résolution des diverses exécutions.

Le tableau 6.1 indique le nombre de variables, de contraintes et de coefficients non nuls pour le premier scénario de base discuté à la section 6.4.1, après que le présolveur d'AMPL ait éliminé quelques éléments superflus.

Tableau 6.1 Taille du modèle pour deux périodes

Variables au total	19 918
Variables entières	770
Contraintes	5 216
Coefficients non nuls	149 706

6.4 Scénarios

Les scénarios agissent sur quatre grandes familles de données pouvant être affectées, de manière individuelle ou en interrelation, par des facteurs externes, comme par exemple des décisions politiques, un changement de valeurs sociales, une évolution démographique soudaine, etc. Les quatre familles s'établissent comme suit :

- 1) La précollecte, où on s'intéresse à la quantité et à la nature des déchets générés.
- 2) La collecte, où on vise plutôt à établir les types de collectes qui seront offertes et les taux de participation s'y rattachant.
- 3) Le traitement, où on établit les lieux potentiels pour des centres de traitement, les taux de rendement ainsi que les capacités disponibles des installations.
- 4) Le post-traitement, où on représente les débouchés possibles pour les matières, tels que l'enfouissement des résidus, les marchés du compost, etc.

Nous nous intéressons particulièrement à la troisième famille et à la partie enfouissement de la quatrième famille. Nous avons établi quatre types de scénarios : scénarios de base, scénarios impliquant l'interdiction de certaines matières à l'enfouissement, scénarios avec taxes à l'enfouissement et finalement, scénarios sur les prix de l'électricité et les taux de rendement des incinérateurs.

Ces quatre types de scénarios possèdent tous des variantes dans lesquelles certaines technologies sont exclues, notamment les moins coûteuses. Quelques scénarios limitent également le nombre d'installations d'une technologie particulière afin de prendre en compte une dimension sociale telle que l'opposition publique aux infrastructures projetées.

Ces scénarios nous permettent d'étudier les activités des technologies choisies selon un critère de minimisation du coût du système. Les activités résultant de ces scénarios sont présentées dans les sections suivantes de façon à être comparées et sont exprimées selon le tonnage annuel de matières acceptées. Sans aborder les détails complets de la solution de chaque scénario, une analyse globale des résultats est effectuée afin de déterminer les conditions sous lesquelles les technologies décrites aux chapitres 4 et 5 sont utilisées.

L'annexe C présente les tableaux des différents résultats de manière un peu plus détaillée. Ces tableaux indiquent, selon chacune des périodes, l'activité, la capacité construite ou agrandie et la localisation de chaque technologie choisie par un scénario. Le coût total du système, ainsi que les revenus annuels, y sont également montrés. Il est à noter que, dans l'annexe C, les activités des sites d'enfouissement sont données en mètres cubes.

6.4.1 Scénarios de base

Dans les données de base, le prix de l'électricité a été fixé à 2,3¢ / kWh (Communication avec M. Rémy Dubois, Hydro-Québec, 1997). La figure 6.2 montrent des histogrammes représentant l'activité de chacune des technologies choisies, constante pour chacune des périodes, et le coût du système pour les scénarios de base, décrits comme suit :

- 1) scénario effectué avec les données de base;
- 2) même scénario, mais avec une contrainte supplémentaire sur la non-existence du CTED_2, c'est-à-dire que l'expansion du site d'enfouissement actuel au CTED n'est pas permise ;
- 3) même scénario que le précédent, avec en plus la fermeture des technologies existantes au CTED, c'est-à-dire le site d'enfouissement actuel (CTED_1) et le centre de tri;
- 4) même scénario que le précédent, mais en supposant que le site potentiel M-69, le moins coûteux des sites d'enfouissement, ne puisse accepter cette technologie d'élimination.

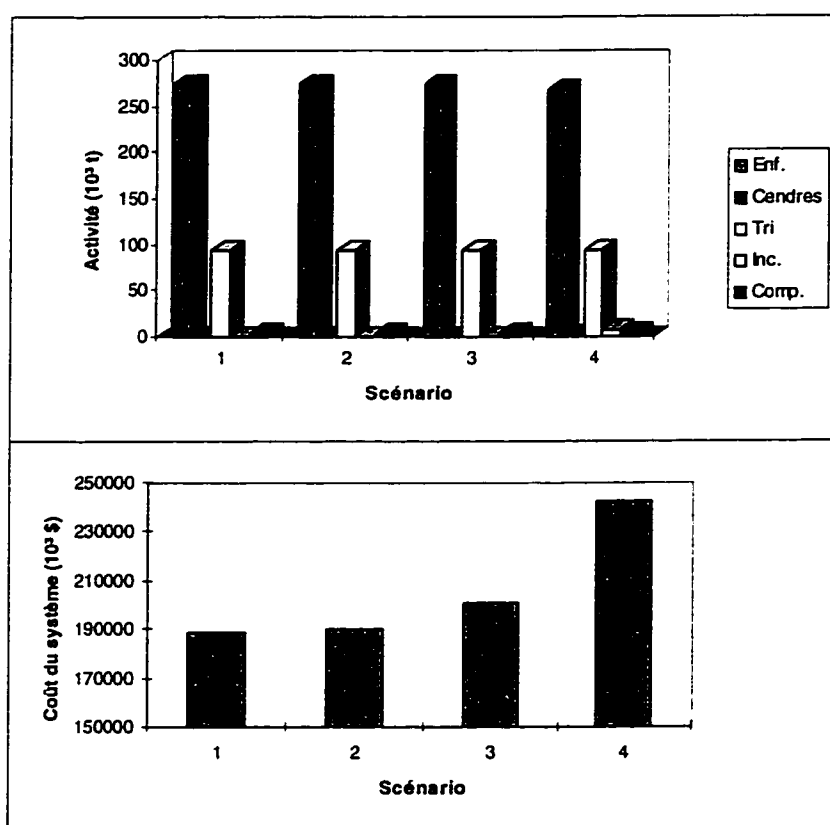


Figure 6.2 Scénarios de base

Les quatre scénarios sont très semblables du point de vue des activités. À cause de son faible coût d'élimination, l'enfouissement est la technologie privilégiée et les scénarios sont peu sensibles à la fermeture de sites, du moins tant qu'il en existe d'autres. Dans les quatre cas, environ 75% des déchets sont enfouis, tandis que 25% des déchets sont récupérés à des fins de tri. Nous remarquons également qu'une minuscule part de ceux-ci, soit 4 000 t/an, est consacrée au compostage ; en fait, ce dernier accepte les papiers et cartons rejetés du tri, mélangés avec 2 000 t/an de boue d'épuration. La majorité des scénarios qui suivent donnent aussi, dans leur solution, cette quantité de matières compostées selon le même mode opératoire. Le quatrième scénario nous indique la construction d'un petit incinérateur modulaire de 6 900 t/an, acceptant principalement les autres rejets du tri.

Les 94 000 t/an de matières recyclables triées représentent le maximum de récupération possible, en considérant les taux de participation aux collectes sélectives et les taux de saisie de chaque matière implantés dans la base de données. Incidemment, la collecte sélective choisie, tout comme dans les scénarios qui vont suivre, consiste en la collecte porte-à-porte standard, récupérant toutes les matières recyclables possibles dans chacun des arrondissements.

En raison de la fermeture graduelle des sites d'enfouissement les moins coûteux et du centre de tri existant, nous observons que le coût du système augmente, variant de 188 676 000 \$ à 242 379 000\$. Le modèle cherche à remplacer la technologie fermée par l'option la moins coûteuse en terme d'investissement. C'est pourquoi les scénarios 2 et 3 construisent un site d'enfouissement en M-69 et les scénarios 3 et 4, un centre de tri en M-78, situé au centre de la Ville de Montréal. Les sites d'enfouissement restants pour le scénario 4, soit M-66, M-67 et M-68 qui sont adjacents les uns aux autres, possèdent tous des coûts très semblables. Le modèle choisit celui qui est le plus rapproché de la majorité des arrondissements, c'est-à-dire M-67.

6.4.2 Scénarios avec interdiction de matières à l'enfouissement

Ces scénarios sont inspirés des dernières propositions du BAPE (1997). Suivant les orientations du gouvernement du Québec voulant réduire de 50% la masse des déchets à éliminer en l'an 2000, en référence à l'année 1988, le BAPE préconise l'interdiction d'éliminer les matières recyclables. Il recommande également d'interdire la mise en décharge des résidus de jardin à partir de l'an 2000 et des résidus de cuisine à partir de l'an 2003.

6.4.2.1 Interdiction des matières organiques

Nous avons établi les scénarios suivants, montrés à la figure 6.3, afin d'étudier les possibilités d'empêcher l'enfouissement des matières organiques, principale source de formation des biogaz et des eaux de lixiviation :

- 1) interdiction des matières organiques avec les données de base ;
- 2) même scénario, avec l'interdiction de construire un incinérateur sur le site Des Carrières ;
- 3) même scénario que le précédent, avec au plus la construction d'un seul incinérateur ;
- 4) même scénario que le précédent, en excluant la construction d'un centre de tri-compostage ;
- 5) même scénario que le précédent, en empêchant en plus la construction d'un incinérateur de masse.

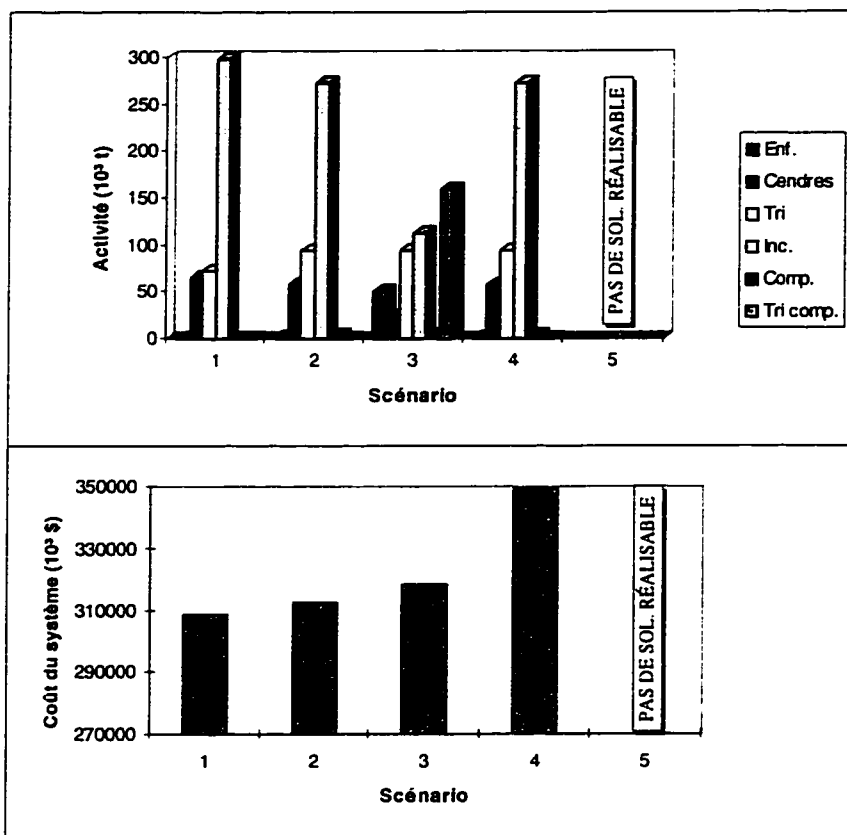


Figure 6.3 Scénarios avec interdiction des matières organiques à l'enfouissement

Ces scénarios indiquent une forte baisse de la popularité des sites d'enfouissement, dont l'activité est négligeable dans les scénarios 1, 2 et 4. En raison du faible taux de récupération des collectes sélectives des matières organiques, de l'ordre de 10 à 20% comme le montre le tableau A.2 de l'annexe A, il n'est possible de ramasser la totalité de ces matières que par la collecte régulière des ordures. Or, comme il est interdit d'enfouir les matières organiques, deux options s'imposent : l'incinération et le tri-compostage. Ces deux types de technologies sont les seules à accepter le sac à ordures dans leurs modes opératoires.

Le premier scénario ouvre l'incinérateur des Carrières, l'option technologique la plus économique après l'enfouissement. Les sacs à ordures et les rejets du tri y sont tous envoyés, sauf le verre (possédant un pouvoir calorifique nul) qui est enfoui. De ce fait, la petite unité de compostage des scénarios de base n'est pas développée. L'activité du tri a chuté de 25% à 20% du tonnage des déchets, puisque trois arrondissements ne sont pas desservis par la collecte sélective.

Dans le scénario 2, l'incinérateur Des Carrières est remplacé par trois incinérateurs modulaires, dont deux utilisés à leur capacité maximale, qui se répartissent les sacs à ordures selon les arrondissements. Il s'agit ici d'un sous-problème d'affectation. Un des incinérateurs reçoit les plastiques rejetés du tri, lesquels sont les matières ayant le plus fort apport calorifique. Les autres rejets, mis à part les fibres qui sont envoyées au compostage, sont enfouis. Le tri a repris une activité de 25%, puisque tous les arrondissement sont desservis par la collecte sélective.

La construction de trois incinérateurs peut engendrer une forte opposition publique. C'est pourquoi le scénario 3 impose une contrainte supplémentaire sur le nombre d'installations d'incinération. Le modèle propose alors de construire un incinérateur modulaire à sa capacité maximale et un centre de tri-compostage. Ces deux technologies se partagent les sacs à ordures, toujours en se conformant à un problème d'affectation. Sauf pour les plastiques rejetés envoyés à l'incinération et les fibres au compostage, les autres rejets du tri et du tri-compostage sont enfouis. Malgré toutes ces technologies de traitement, l'activité d'enfouissement est de 49 900 t/an, en raison de la catégorie « autres » rejetée du tri-compostage, catégorie composant plus de 15% de la masse des déchets. Le tri-compostage a donc besoin d'une technologie complémentaire : soit l'incinération, soit l'enfouissement.

Le scénario 4 bloque la construction du tri-compostage, imposant par le fait même un incinérateur de masse, la seule option possible restante qui accepte les sacs à ordures.

Au contraire du scénario 1, cette option n'empêche pas une petite activité de compostage et la pleine activité du tri, en raison du fort investissement découlant de l'incinérateur de masse qui reçoit 25 000 t/an de moins que Des Carrières. Les contenants de plastiques rejetés du tri y sont envoyés, tandis que les autres contenants vont à l'enfouissement. Cette solution augmente le coût du système de façon beaucoup plus draconienne que les autres. Trivialement, l'activité du site d'enfouissement spécialisé pour les cendres varie avec l'activité de l'incinération dans les quatre scénarios. Finalement, le dernier scénario ne possède aucune solution réalisable, car il n'existe aucune alternative qui puisse prendre en considération tous les sacs à ordures.

6.4.2.2 Interdiction des matières recyclables

Nous avons effectué, pour les matières recyclables, les mêmes scénarios que ceux des matières organiques. Il s'est avéré que les solutions sont absolument les mêmes. Malgré le fait que les collectes sélectives des matières recyclables soient plus populaires que celles des matières organiques, une portion d'environ 35% de la masse des matières recyclables demeure, dans le cas de la collecte standard, dans nos sacs à ordures. Si les matières recyclables sont interdites à l'enfouissement, cette fraction dans les sacs à ordures ne peut être traitée que par incinération ou par tri-compostage.

6.4.2.3 Enfouissement zéro

Nous avons poussé plus loin l'interdiction des matières, en supposant des scénarios avec enfouissement « zéro », un objectif très ambitieux que réclament certains groupes environnementaux. Comme d'autres groupes (ou peut-être les mêmes) soutiennent que l'incinération est tout aussi peu appréciable comme technologie de traitement, en raison des émissions atmosphériques nocives, nous avons établi les cinq scénarios suivants, montrés à la figure 6.4 :

- 1) enfouissement zéro, en incluant l'enfouissement sélectif des cendres à Demix ;
- 2) enfouissement zéro, mais avec la possibilité d'enfouir sélectivement les cendres à Demix ;
- 3) même scénario, en excluant la construction d'un incinérateur sur le site Des Carrières,
- 4) même scénario que le précédent, en imposant au plus la construction d'un seul incinérateur ;
- 5) même scénario que le précédent, en excluant la construction d'un incinérateur de masse.

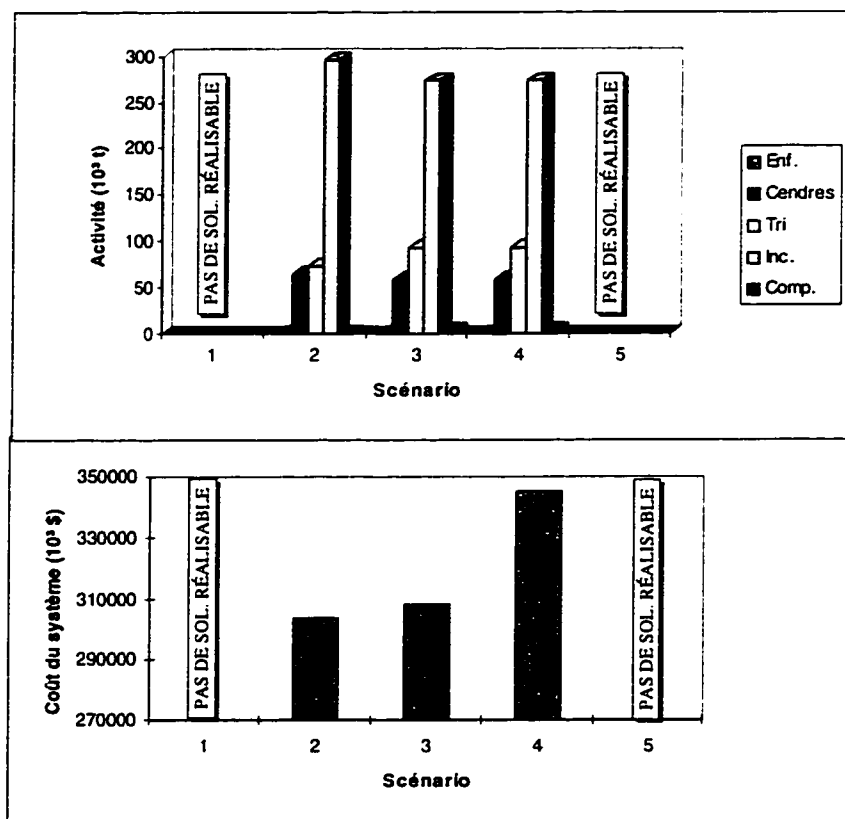


Figure 6.4 Enfouissement zéro

Comme on pouvait s'y attendre, l'incinération demeure la seule solution complémentaire à l'enfouissement. Les scénarios 1 et 5 ne possèdent pas de solutions réalisables, puisque l'incinération s'y retrouve exclue ou trop restreinte. Le premier interdit l'enfouissement des cendres, ce qui, il va sans dire, exclut la construction d'un incinérateur. Le dernier impose au plus un incinérateur modulaire et comme nous l'avons expliqué pour le scénario 3 sur les matières organiques exclues, il est impossible de traiter tous les déchets avec un centre de tri-compostage et un incinérateur modulaire, même à pleine capacité. En effet, même si ces deux dernières technologies peuvent accepter tous les déchets générés, il existe toujours une grande quantité de résidus dérivant du tri-compostage dont il faut disposer.

Les trois autres scénarios sont également semblables à ceux impliquant l'interdiction des matières organiques. Le scénario 2 choisit de construire l'incinérateur Des Carrières, l'option la plus économique qui soit pour remplacer l'enfouissement, faisant chuter par le fait même une petite part des déchets envoyés au tri et n'encourageant pas le compostage. En fermant cet incinérateur, le scénario 3 ouvre trois incinérateurs modulaires occasionnant une petite activité de compostage tout en augmentant le tri à sa pleine activité. Un incinérateur de masse remplace finalement ces trois incinérateurs modulaires dans le quatrième scénario. Tous ces incinérateurs, peu importe le scénario, acceptent nécessairement tous les rejets du tri, comparativement aux incinérateurs des scénarios sur les matières organiques exclues qui ne prenaient que les rejets les plus intéressants en apport calorifique.

6.4.3 Scénarios avec taxes à l'enfouissement

Quelques villes nord-américaines appliquent des taxes à l'enfouissement afin d'encourager les autres technologies de valorisation et de rallonger la durée de vie utile des sites d'enfouissement pour lesquels les lieux potentiels se trouvent de plus en plus éloignés. Nous avons donc élaboré des scénarios afin d'étudier cette possibilité pour la

Ville de Montréal, en ajoutant des taxes au scénario de base effectué avec les données de base de la section 6.4.1.

6.4.3.1 Taxes à l'enfouissement avec les données de base

La première partie de la figure 6.5 présente les courbes d'arbitrage de l'activité de chacune des technologies choisies par rapport au montant des taxes allouées, tandis que la deuxième partie indique les coûts du système selon chaque taxe. Le coût du système a également été donné en faisant abstraction du montant total actualisé des taxes, afin de ne tenir compte que des coûts d'investissement et d'exploitation constituant le coût réel du système. En général, les activités des technologies sont similaires pour les deux périodes, sauf pour quelques modifications d'activité effectuées en deuxième période pour certaines taxes, représentées graphiquement par une ligne pointillée

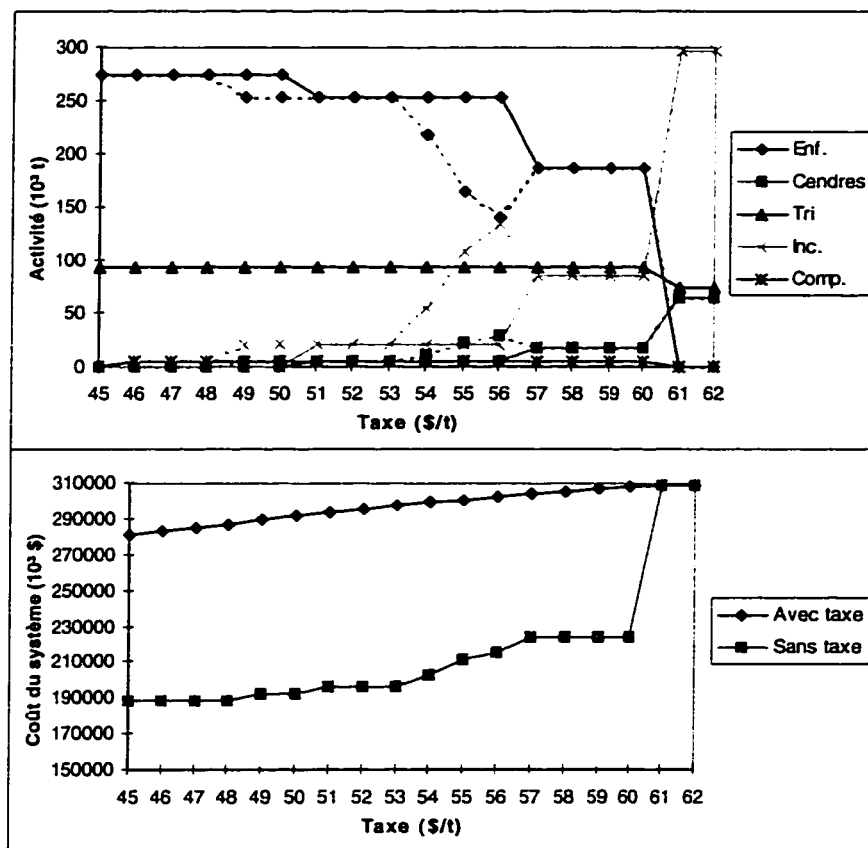


Figure 6.5 Taxes à l'enfouissement avec données de base

Plus les taxes augmentent, plus l'incinération s'avère être la solution la plus avantageuse pour contrer la diminution de l'enfouissement, conséquence directe de l'effet dissuasif imposé par les taxes. En bas de 49 \$/t, le modèle ne réagit aucunement à l'effet de taxation, donnant une solution similaire au scénario de base. À partir de 49 \$/t, l'incinération modulaire fait son apparition en deuxième période. Ensuite, le nombre d'installations passe de un à deux, également en deuxième période, lors de l'atteinte des 54 \$/t. Puis graduellement, l'activité de ces incinérateurs modulaires augmente, tandis que celle de l'enfouissement diminue. Finalement, à compter de 61 \$/t, l'incinérateur Des Carrières remplace carrément ces incinérateurs modulaires, amenant par le fait même l'enfouissement zéro, solution similaire à la solution du scénario 2 de la section

précédente. Étant donné que l'activité de l'enfouissement est nulle, cette solution demeure peu importe le niveau de taxation s'élevant au-dessus de 61 \$/t.

Le tri et le compostage demeurent constants jusqu'à 60 \$/t. La construction de l'incinérateur Des Carrières provoque une légère baisse des activités de tri et la disparition du compostage, en raison de l'arrêt de la collecte sélective standard dans trois arrondissements.

Les tarifs chargés aux municipalités clientes pour l'enfouissement dans la région métropolitaine sont très peu élevés, si on les compare à d'autres grandes villes canadiennes. Une taxe de 61 \$/t, additionnée au tarif actuel du CTED de 33 \$/t, constitue donc une solution raisonnable pour réduire l'élimination. Même en étant plus élevé dans le cas où Des Carrières n'existerait pas, le montant total chargé aux clients pourrait être comparé aux tarifs de certaines villes ontariennes, pouvant grimper jusqu'à 180 \$/t (Gies, 1996).

6.4.3.2 Taxes à l'enfouissement sans incinération

Suite aux scénarios précédents, nous désirons connaître l'effet de l'interdiction de tout type d'incinération sur les taxes à l'enfouissement, représenté par les courbes d'arbitrage de la figure 6.6.

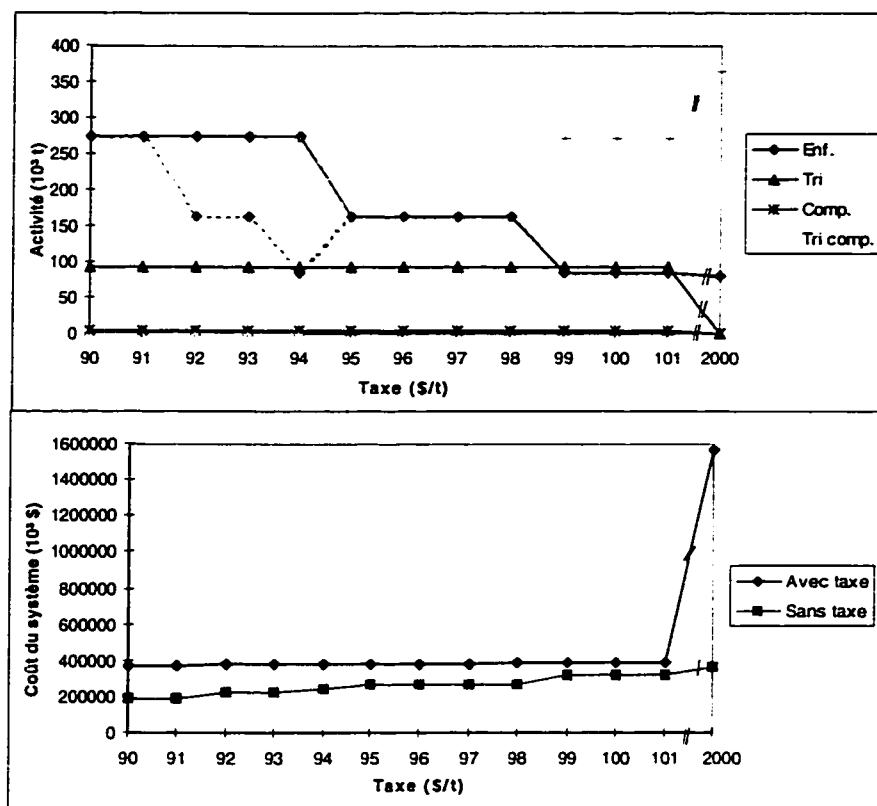


Figure 6.6 Taxes à l'enfouissement sans incinération

La technologie qui se substitue tranquillement à l'enfouissement est le tri-compostage. Elle apparaît à 92 \$/t, presque le double du montant pour lequel l'incinération s'était manifestée. Son activité augmente plus rapidement avant la centaine, pour ensuite demeurer constante jusqu'à environ 700 \$/t, comme le montre le tableau C.5 de l'annexe C. À partir d'un tel montant, son activité augmente encore, mais de façon très subtile. À 2000 \$/t, un niveau de taxation synonyme d'un considérable effort de dissuasion, son activité est équivalente au montant total des déchets générés par la Ville de Montréal. L'activité de l'enfouissement est alors égal à 79 800 t/an, comme quoi l'enfouissement demeure une méthode complémentaire au tri-compostage pour les résidus.

6.4.4 Scénarios sur les prix de l'électricité

Les derniers scénarios étudiés consistent en une évaluation des prix de l'électricité générée par les technologies de valorisation énergétique, comme l'incinération dans la base de données. Comme le prix de base fixé à 2,3 ¢ / kWh peut fluctuer selon les tendances du marché et que les solutions des scénarios de base avec ce prix ne comportaient pas l'incinération, nous désirons déterminer le prix qui permet de faire apparaître l'option d'incinération avec les données de base.

6.4.4.1 Prix de l'électricité avec les données de base

La figure 6.7 représente les courbes d'arbitrage des activités des diverses technologies par rapport à différents prix de l'électricité. De la même façon que pour les scénarios précédents, les modifications d'activité peuvent survenir en deuxième période, désignées par des lignes pointillées.

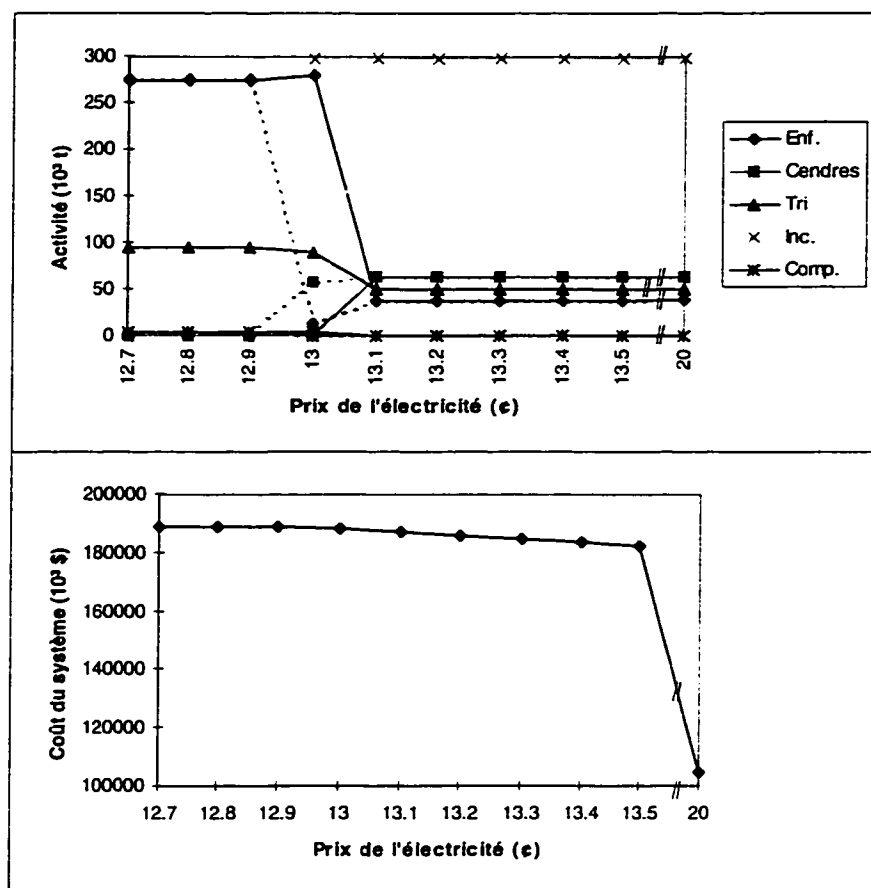


Figure 6.7 Prix de l'électricité avec les données de base

L'incinération n'apparaît dans une solution qu'à partir d'un prix de 13,0 ¢ / kWh, pour lequel l'incinérateur Des Carrières est construit en deuxième période. Comme dans les autres scénarios dans lesquels Des Carrières fait partie de la solution, l'activité du compostage devient alors nulle. Une remarque particulière à faire sur ce cas est que Des Carrières, en plus de brûler tous les sacs verts (sauf une partie de ceux de l'arrondissement 1) et les plastiques, papiers et cartons rejetés du tri, accepte comme intrants le papier journal et le PEHD sortant du tri, normalement destinés aux marchés. Il semble plus rentable de consommer ces matières, de valeurs calorifiques élevées, plutôt que de les vendre à leurs marchés respectifs. Afin de permettre à Des Carrières de consommer une plus grande part de ces matières secondaires, un seul arrondissement n'est pas desservi par

la collecte sélective, comparativement à trois dans les solutions précédentes qui considéraient Des Carrières comme méthode d'incinération.

À compter de 13,1 ¢, l'incinérateur Des Carrières, en activité pour les deux périodes, fait chuter l'activité du tri de 25% à 13% de la masse des déchets générés, en raison de l'arrêt supplémentaire de la collecte sélective standard dans trois arrondissements. Le fait d'être en activité pour deux périodes ne nécessite plus une collecte sélective dans huit arrondissements. Les activités des technologies demeurent ensuite stables, même en augmentant le prix de l'électricité. À 20,0¢, l'incinérateur Des Carrières brûle une troisième matière normalement destinée aux marchés, soit le PET.

6.4.4.2 Prix de l'électricité sans l'incinérateur Des Carrières

Comme les solutions précédentes ne tenaient compte que de l'incinérateur le moins coûteux, nous avons exclu cette option, afin d'observer le prix auquel les autres types d'incinérateurs font partie de la solution. La figure 6.8 montre les courbes d'arbitrage des activités par rapport aux prix sous cette nouvelle contrainte.

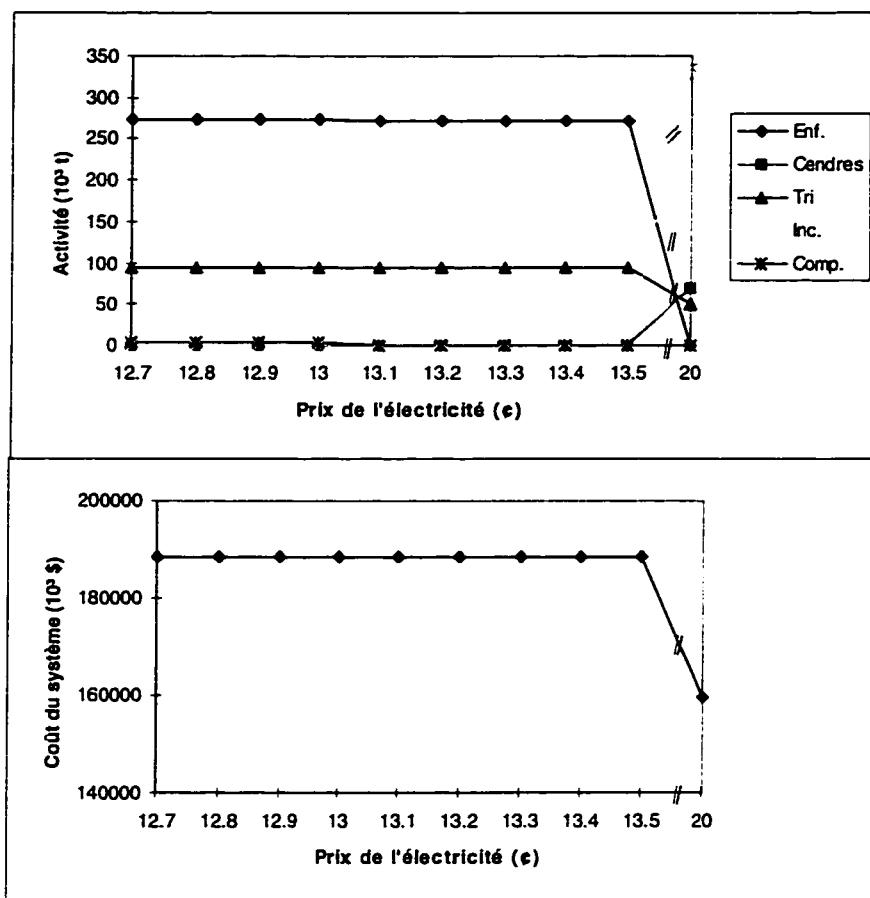


Figure 6.8 Prix de l'électricité sans incinérateur Des Carrières

Le fait que des Carrières soit exclu devrait impliquer l'apparition de l'incinération à un prix de l'électricité plus élevé que 13,0 ¢ / kWh. Or, un incinérateur modulaire fait son apparition à 13,1 ¢, mais de capacité minimale, soit 4 000 t/an. Cet incinérateur ne reçoit que les rejets de papiers, cartons et plastiques du tri, ce qui n'encourage pas le compostage. Cette option demeure jusqu'à un prix de 17,3 ¢, alors qu'un incinérateur de masse est construit en première période et agrandi en deuxième période, comme le montre le tableau C.7 de l'annexe C. Cet incinérateur fait chuter les activités du tri à 13% de la masse, tout comme dans le scénario avec Des Carrières.

Cette solution à 17,3 ¢ est particulière au sens où il s'agit de la seule, parmi toutes les solutions des scénarios de ce mémoire, à implanter trois nouveaux modes de collectes sélectives dans quatre arrondissements en première période : la collecte de papiers, la collecte de cartons et la collecte de contenants. En fait, il s'agit de la collecte sélective standard, mais séparée en trois parties afin de mieux les répartir entre le tri et l'incinération. À 20,0 ¢, l'incinérateur de masse est construit avec une grande capacité de telle sorte que les activités d'enfouissement sont presque nulles.

6.4.4.3 Rendement en l'électricité plus élevé

Il est peu probable que le prix de l'électricité puisse monter à 13,0¢ / kWh. Les études de la Ville de Montréal et de la RIGDIM suggéraient des prix variant entre 4,2 ¢ et 4,9 ¢ pour chaque kilowatt-heure d'électricité produit par les incinérateurs éventuels de leurs projets (Défi Déchets 9, 1991 ; BAPE/RIGDIM, 1993). Nous avons donc testé l'impact d'une efficacité un peu plus élevée sur le prix de l'électricité auquel l'incinération fait son apparition. Les données de base suggèrent un rendement de l'électricité de 23% dans le cas des incinérateur de masse et de 15% dans celui des incinérateurs modulaires, comme cela a été proposé à la section 5.6.7. Nous avons augmenté légèrement ces rendements à 25% pour les incinérateurs de masse et à 20% pour les modulaires.

Il s'avère que le prix minimal permettant de faire ressortir l'incinération dans une solution est de 9,8 ¢ / kWh, ce qui est encore très élevé. De plus, il s'agit d'un incinérateur modulaire de capacité minimale. Quant à Des Carrières, il fait son apparition à un prix de 12,0 ¢ au lieu de 13,0 ¢. Les rendements, dans les limites de ce qui est mentionné dans la littérature, n'ont donc pas une grande influence sur l'accessibilité de l'incinération face aux coûts très faibles de l'enfouissement.

6.5 Discussion

Nous avons vu, à travers les différents scénarios présentés précédemment, que la solution la plus économique en terme de coût du système consiste en la récupération de toutes les matières recyclables possibles par la collecte sélective standard à des fins de tri et à l'enfouissement des déchets restants. Il est donc plus rentable de procéder à la mise en marché des matières secondaires que de les enfouir, malgré le faible coût d'élimination, ce qui s'avère un point positif en faveur du principe des 4RV-E.

Par contre, le compostage n'est pas encouragé, sauf pour la petite quantité de matières fibreuses rejetées par le tri, ne considérant même pas les matières organiques en tant que telles. Une alternative qui pourrait encourager le compostage de manière plus importante serait d'augmenter le taux de récupération des collectes sélectives des matières organiques. Des scénarios intéressants seraient d'augmenter les coûts de sensibilisation, en supposant que cela puisse augmenter ce taux de récupération², et d'étudier plus en profondeur le prix de vente du compost, selon les diverses qualités.

Lorsque qu'il n'existe aucune contrainte sur l'enfouissement, l'incinération ne fait pas partie des solutions, en raison de coûts d'investissement très élevés. Mais en présence de contraintes faibles sur l'enfouissement, comme la fermeture des sites d'enfouissement les moins coûteux ou de faibles taxes à l'enfouissement, de petites unités modulaires font leur apparition, consommant davantage les matières hautement calorifiques rejetées du tri que les sacs à ordures qui continuent à être enfouis.

Par contre, en imposant des contraintes fortes sur l'enfouissement, telles l'interdiction des matières valorisables ou de fortes taxes à l'enfouissement, l'incinération constitue la principale solution de rechange à la diminution ou à la disparition de cette

² Voir le mémoire de Soucy (1997).

technologie d'élimination. Le modèle cherche alors à construire, en premier lieu, un incinérateur sur le site Des Carrières, l'option de combustion la moins coûteuse. L'implantation de cet incinérateur « bon marché » décourage la construction de la petite unité de compostage dédiée aux rejets fibreux du tri et abaisse un peu l'activité du centre de tri. Cet incinérateur accepte tous les rejets du tri, puisqu'il réduit l'activité de l'enfouissement à un niveau presque nul.

Dans les cas où l'incinérateur Des Carrières est exclu, le modèle le remplace par trois incinérateurs modulaires, dont deux à leur capacité maximale de 125 000 t/an, se séparant les sacs à ordures selon un problème d'affectation. Ces incinérateurs n'empêchent pas la construction d'une petite unité de compostage et ne réduit pas le tri de sa pleine activité. Ils n'acceptent généralement comme rejets du tri que les matières plastiques.

Si nous imposons une contrainte sociale sur le nombre d'installations d'incinération, le tri-compostage fait son apparition, jumelé à un incinérateur modulaire, une option plus économique que la construction d'un incinérateur de masse. Par contre, le tri-compostage nécessite une technologie supplémentaire pour traiter ou éliminer ses résidus. Comme ces résidus constituent une portion importante et qu'il n'existe pas de valorisation pour ces matières, ils doivent être éliminés par enfouissement. Dans l'alternative où l'incinération est interdite, l'activité du tri-compostage augmente afin de traiter tous les sacs à ordures, et par le fait même, l'activité de l'enfouissement pour les résidus augmente également. Dans le cas où l'enfouissement est interdit, le choix du tri-compostage est impossible, même avec un incinérateur modulaire qui ne pourrait accepter les résidus découlant du traitement de tous les sacs à ordures.

L'option restante, si on exclut le tri-compostage ou si on impose une activité d'élimination nulle (à l'exception de l'élimination des cendres) consiste en l'incinération de masse. Ce type d'incinération n'empêche pas une activité de compostage et la pleine

activité du tri, à cause de son investissement fort élevé qui limite un peu plus son activité en comparaison de l'incinérateur Des Carrières.

Les derniers scénarios étudiant les prix de l'électricité sur l'opportunité des incinérateurs nous indiquent que l'incinération n'est retenue comme mode de traitement que pour des prix d'électricité très élevés. Même une augmentation des rendements, tout en restant dans les limites de la réalité, n'a pas une grande influence sur ces prix élevés. L'incinération peut difficilement entrer en compétition avec l'enfouissement, d'autant plus que la structure tarifaire d'Hydro-Québec impose des contraintes d'exploitation saisonnières qui, dans le cas de l'incinération de déchets solides, semblent peu compatibles avec les variations mensuelles observées dans le tonnage de déchets à éliminer (BAPE/RIGDIM, 1993). Toutefois, ces inconvénients n'excluent pas l'importance qu'il faudra accorder à la modélisation des marchés de l'électricité, puisque les politiques gouvernementales reposent de plus en plus sur une réduction draconienne de l'enfouissement.

Il est à noter que ces résultats sont particuliers à un système qui ne tient compte que des coûts économiques. Dans l'éventualité où les coûts environnementaux et/ou sociaux étaient accessibles pour chaque technologie de traitement et d'élimination, les solutions pourraient s'avérer complètement différentes. L'enfouissement, par exemple, ne serait pas nécessairement la solution privilégiée si l'on effectuait une analyse d'impact des choix technologiques sous des critères environnementaux et/ou sociaux.

Conclusion

Nous avons étudié dans ce mémoire l'aspect technologique d'un système de gestion intégrée des déchets solides. Ce travail constitue une partie intégrante d'un projet global dans lequel est proposé un modèle de programmation linéaire mixte destiné à servir d'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires oeuvrant dans le domaine de la gestion des déchets.

Dans un premier temps, nous avons présenté les fondements d'une gestion intégrée des déchets et l'applicabilité d'un modèle d'analyse prospective des activités dans un tel contexte.

Dans un deuxième temps, nous avons exposé une version simplifiée du modèle Eugène élaboré par l'équipe de gestion des déchets du GERAD, dans laquelle nous avons participé afin d'établir certaines modifications en ce qui a trait aux technologies de traitement et d'élimination. Il s'agit du premier modèle intégré de type prospectif pour la Ville de Montréal. Ce modèle incorpore beaucoup plus d'options que tout autre modèle connu dans la littérature et possède une base de données des plus détaillées en ce qui concerne les déchets du secteur résidentiel. Les améliorations apportées n'auraient pu être faites sans une caractérisation des principales technologies connues dans le domaine.

Dans un troisième temps, nous avons présenté les technologies de traitement et d'élimination les plus pertinentes, qui ont été étudiées en profondeur afin d'acquérir les données technico-économiques les plus réalistes qui soient. Ces technologies sont l'enfouissement, le tri et l'incinération, mais d'autres technologies comme le compostage et le tri-compostage ont également été caractérisées dans un autre travail de recherche élaboré dans le cadre de ce projet.

Finalement, nous avons pu expérimenter le modèle par une analyse des choix technologiques pour divers scénarios sous un critère de minimisation du coût du système. Nous avons résolu le modèle de programmation linéaire mixte par une méthode de branch-and-bound standard, avec une recherche en profondeur. Cette méthode s'est avérée raisonnable pour résoudre ces problèmes générant plusieurs milliers de variables et contraintes, d'autant plus que ces problèmes sont difficiles en raison des quelques centaines de variables entières impliquées.

Nous avons alors analysé plusieurs scénarios élaborés à partir des données de base, mais aussi selon différentes propositions de nature politique ou sociale. Les solutions de ces scénarios nous ont permis de déterminer les technologies choisies, leur localisation, les capacités développées lors de la construction ou de l'expansion de ces technologies et finalement, leur activité. Le tri s'avère la solution la plus rentable pour les matières recyclables pouvant être récupérées et l'enfouissement constitue l'option la plus économique pour les déchets résiduels, tandis que l'incinération, parfois jumelée au tri-compostage, constitue la solution de rechange nécessaire à la substitution de l'enfouissement. Les scénarios nous ont également permis de démontrer que le compostage n'est pas une solution rentable dans la gestion des déchets, en raison du peu de matières organiques pouvant être récupérées. Mais ces résultats découlent d'un critère économique et de certaines hypothèses, dont celle de la non-amélioration des taux de participation aux collectes sélectives. Dans l'éventualité où les coûts sociaux et environnementaux étaient accessibles, ces résultats pourraient être tout autres.

Les travaux réalisés dans ce mémoire ne représentent qu'un premier pas dans l'élaboration d'un outil d'aide à la décision pour les gestionnaires du domaine des déchets. Dans le cadre de cette recherche, nous n'avons pu implanter toutes les technologies de traitement. Dans un contexte de gestion intégrée des déchets dans lequel toutes les possibilités devraient être admises, des technologies comme la production de CDDM, la valorisation des biogaz provenant de la méthanisation naturelle, le

transbordement et la pyrolyse devraient être incluses, d'autant plus que le modèle permet d'étudier un vaste ensemble de technologies. De plus, malgré les efforts intensifs mis sur la recherche des données technico-économiques associées aux diverses technologies, nous avons dû émettre plusieurs hypothèses, en raison de la non-transparence des informations portant sur les coûts dans le domaine de la gestion des déchets. Il existe donc encore beaucoup de recherche à effectuer en vue de la complétion de la base de données.

Une autre avenue de recherche se trouve dans le raffinement du modèle. Par exemple, il faudrait procéder à une meilleure description des incinérateurs où le contenu énergétique et la production de cendres de chaque collecte seraient calculés de façon endogène par le modèle à partir des données des composantes individuelles des collectes. De plus, il faudrait modéliser certaines technologies particulières comme le transbordement, à cause de la nature agrégée des flots de déchets qui en ressortent, ce qui est contraire à ce que Eugène fait présentement en désagrégeant les flots passant par les sites intermédiaires.

Une étude spécifique de la structure particulière du modèle devrait être accomplie afin d'en améliorer la résolution. Un outil d'aide à la décision ne saurait être efficace si les temps de résolution sont trop longs. Il est probablement possible de décortiquer la structure du problème afin d'isoler des sous-problèmes de localisation, d'affectation, de réseau, etc. Il serait alors plus facile de trouver les stratégies de branchement les plus pertinentes dans la séparation et évaluation progressive, de recourir à la décomposition mathématique classique et d'incorporer des heuristiques associées aux sous-problèmes. Des reformulations de certaines parties du modèle et l'ajout de coupes bien choisies pourraient aussi conduire à de meilleurs temps de résolution.

Finalement, afin de pouvoir évaluer les différents impacts de décisions dans un système complet de gestion intégrée des déchets, il faudrait inclure les aspects sociaux et

environnementaux des diverses options et incorporer les déchets des secteurs institutionnel, commercial et industriel. Le modèle étant très ambitieux, il existe encore une multitude de voies à explorer pour les prochaines années afin de pouvoir concevoir un outil d'aide à la décision qui soit le plus efficace et attrayant possible.

Bibliographie

1. ANDREWS, B.H., ECKER, J. et WHITE, R.M. (1991), « Composting : Computing the Right Recipe », *Civil Engineering*, Vol.61, No.6, 55-57.
2. BAETZ, B.W. et NEEBE, A. W. (1994), « A Planning Model for Development of Waste Material Recycling Programmes », *Journal of Operational Research Society*, Vol. 45, No 12, 1374-1384.
3. BAWKON, B. (1991), « Incineration Technologies for Managing Solid Waste », *Pollution Engineering*, Vol. 23, No. 9, 96-102.
4. BERGER, C., SAVARD, G. ET WIZERE, A. (1997), « Eugène : An Optimization Model for Integrated Regional Solid Waste Management Planning », soumis pour publication dans *International Journal of Environment and Pollution*.
5. BRERETON, C. (1996), « Municipal Solid Waste - Incineration, Air Pollution Control and Ash Management », *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 16, 227-264.
6. BROWN, R.J. et YANUCK, R.R. (1985), *Introduction to Life Cycle Costing*, The Fairmont Press Inc., Atlanta, Georgia, 313 p.
7. BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT (1993), *Projet de la Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal - Rapport d'enquête et d'audience publique*, 326 p.

8. BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT (1997), *Déchets d'hier, ressources de demain - Le rapport d'enquête et d'audience publique*, 506 p.
9. CABANES, A. (1991), « Ordures ménagères : tri sélectif et pouvoir calorifique », *Info-Déchets - Environnement & technique*, No. 111, 20-25.
10. CARLSON, R.L. (1986), « The Impact of Materials Recycling Programs on Energy Recovery Facility Economics », *Journal of Resource Management and Technology*, Vol. 15, No. 1, 28-36.
11. CARUSO, C., COLORNI, A. et PARUCCINI M. (1993), « The Regional Urban Solid Waste Management System : A Modelling Approach », *European Journal of Operational Research*, Vol. 70, 16-30.
12. CHANG, N.-B., SCHULER, R.E. et SHOEMAKER, C.A. (1993), « Environmental and Economic Optimization of an Integrated Solid Waste Management System », *The Journal of Ressource Management and Technology*, Vol. 21, No. 2, 87-100.
13. CHANG, N.-B. et WANG, S.F. (1996), « Solid Waste Management System Analysis by Multiobjective Mixed Integer Programming Model », *Journal of Environmental Management*, Vol. 48, 17-43.
14. CHAUVEL A., LEPRINCE, P., BARTHEL, Y., RAIMBAULT, C. et ARLIE, J.P. (1976), *Manuel d'évaluation économique des procédés - Avant-projets en raffinage et pétrochimie*, Éditions Technip, Paris, 565 p.
15. COLONA, R.A. et McLAREN, C. (1974), *Decision-Makers Guide in Solid Waste Management*, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, 157 p.

16. COMPASS Modeling Solutions, Inc. (1995), *Using AMPL Plus*, Reno, Nevada, 136 p.
17. COMTOIS, W.H. (1975), *Escalation, Interest During Construction and Power Plant Schedules*, Westinghouse Power Systems Marketing.
18. CRINER, G.K., KESIS, A.S., WHITE, G.K. et O'CONNOR, J.P. (1995), « Regional Composting of Residential Waste : An Economic Analysis », *Compost Science & Utilization*, Vol. 3, No. 4, 31-39.
19. CUM (1994), *Rapport du groupe de travail sur la gestion intégrée des déchets et matières récupérables - Soumis au comité exécutif de la Communauté Urbaine de Montréal*, 41 p.
20. CUQ (1985), *Impact de la collecte sélective sur le territoire de la communauté urbaine de Québec*, Service de Promotion Industrielle, 147 p.
21. DÉFI DÉCHETS (1991), *Déchets domestiques et matières récupérables - Volume 3*, Ville de Montréal, 141 p.
22. DÉFI DÉCHETS (1991), *L'enfouissement - Volume 10*, Ville de Montréal, 99 p.
23. DÉFI DÉCHETS (1991), *L'incinération - Volume 9*, Ville de Montréal, 97 p.
24. DÉFI DÉCHETS (1991), *Réduction, récupération, réemploi, recyclage : les 4R - Volume 1*, Ville de Montréal, 91 p.

25. DIAZ, L.F., SAVAGE, G.M. et GOLUEKE, C.G. (1982), *Resource Recovery from Municipal Solid Waste - Volume II-Final Processing*, CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 178 p.
26. EVERETT, J.W. et MODAK, A. (1996), « Optimal Regional Scheduling of Solid Waste Systems. 1: Model Development and 2: Model Solutions », *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 122, No.9, 785-799.
27. FISHBONE, L.G., et ABILOCK, H. (1981), « MARKAL, A Linear-Programming Model for Energy Systems Analysis: Technical Description of the BNL Version », *Energy Research*, Vol. 5, 353-375.
28. FOURER, R., GAY, D.M et KERNIGHAN, B.W. (1993), *AMPL: A Modeling Language for Mathematical Programming*, The Scientific Press.
29. FOURNIER, P. (1994), *Étude économique du projet de règlement sur les fonds de gestion environnementale post-fermeture des dépôts définitifs*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, 42 p.
30. GENERAL ELECTRIC COMPANY (1975), *Solid Waste Management : Technology Assesment*, Van Nostrand Reinhold - General Electric Series, New-York, 348 p.
31. GESTION DE REBUTS LAIDLAW QUEBEC LIMITÉE (1993), *MRC de Papineau - Évaluation des coûts d'un lieu d'enfouissement sanitaire*, 29 p.
32. GIES, G. (1996), « The State of Garbage in Canada », *Biocycle*, Vol.37, No.2, 46-52.
33. GORDON, J. (1997), « A New Wet/Dry Program », *Solid Waste Management*, 45-46.

34. GOTSHALL, M.G. (1996), « Making Big Money from Garbage - How Companies are Forming International Alliances to Recycle Trash for Profit », *Columbia Journal of World Business*, Vol. 31, No. 3, 101-107.
35. GOTTINGER, H.-W. (1991), *Economic Models and Applications of Solid Waste Management*, Gordon and Breach Science Publishers, 119 p.
36. HOLMES, J.R. (1981), *Refuse Recycling and Recovery*, John Wiley & Sons, New York, 186 p.
37. HSIEH, H.-N. et HO, K.-H. (1993), « Optimization of Solid Waste Disposal System by Linear Programming Technique », *Journal of Ressource Management and Technology*, Vol. 21, No. 4.
38. HUANG, G.H., BAETZ, B.W., PATRY, G.G. (1995), « Grey Integer Programming : An Application to Waste Management Planning Under Uncertainty », *European Journal of Operational Research*, Vol. 83, 594-620.
39. ISLES J. (1993), « Waste Incineration Turns to Cogeneration », *Modern Power Systems*, Vol. 13, No. 4, 51-55.
40. JACOBS, T.L. et EVERETT, J.W. (1992), « Optimal Scheduling of Consecutive Landfill Operations with Recycling », *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 118, No. 3, 420-429.
41. KHAN, A.M. (1987), « Solid Waste Disposal with Intermediate Transfer Station : An Application of the Fixed Charge Location Problem », *Journal of the Operational Research Society*, Vol. 38, No. 1, 31-37.

42. KIRCA, Ö. et ERKIP, N. (1988), « Selecting Transfer Station Locations for Large Solid Waste Systems », *European Journal of Operational Research*, Vol. 38, No. 3, 339-349.
43. LEVINSON, A. (1990), « A System for Managing Solid Waste », *Journal of Resource Management and Technology*, Vol. 18, No. 1, 17-20.
44. LUND, J.R. (1990), « Least Cost Scheduling of Solid Waste Recycling », *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 116, No. 1, 182-197.
45. LUND, J.R., TCHOBANOGLOUS, G., ANEX, R.P. et LAWVER, R.A. (1994), « Linear Programming for Analysis of Material Recovery Facilities », *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 120, No. 5, 1082-1094.
46. MAYSTRE, L.Y. et DUFLON, V. (1994), *Déchets urbains, nature et caractérisation*, Lausanne, Presse Polytechniques et Universitaires Romandes, 219 p.
47. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (1994), *Guide de la collecte sélective des matières recyclables*, Publications du Québec, 135 p.
48. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (1995), *Règlement sur les déchets solides : à jour le 7 mars 1995 - dernière modification : 18 nov. 1993*, Éditeur officiel du Québec, 26 p.
49. MORRIS, J. (1996), « Recycling Versus Incineration : an Energy Conservation Analysis », *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 47, No. 1, 277-293.
50. MORRIS, J. et CANZONERI, D. (1992), « Comparative Lifecycle Energy Analysis : Theory and Practice », *Resource Recycling*, Vol. 11, No. 11, 25-31.

51. NIESSEN, W.R. (1978), *Combustion and Incineration Processes : Application in Environmental Engineering*, Marcel Dekker, Inc., New York, 371 p.
52. PETERSON, C. et GIVONETTI, R. (1984), « Municipal Solid Waste for Energy : A Technology Review », *Proceedings of the Eleventh Energy Technology Conference*, 1337-1356.
53. PFERDEHIRT, W.P. (1990), « Planning Bigger, Faster, More Flexible MRFs », *Solid Waste & Power*, 53-60.
54. RAHMAN, M. et KUBY, M. (1995), « A Multiobjective Model for Locating Solid Waste Transfer Facilities using an Empirical Opposition Function », *Infor*, Vol. 33, No.1, 34-49.
55. RATEL, F. (1997), *Gestion intégrée des déchets sur le territoire de la Ville de Montréal : analyse de la filière compostage*, Mémoire de maîtrise (en rédaction), Université du Québec à Montréal, Canada.
56. RHYNER, C.R., SCHWARTZ, L.J., WENGER, R.B. et KOHRELL, M.G. (1995), *Waste Management and Resource Recovery*, CRC Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 524 p.
57. ROBINSON, W.D. (1986), *The Solid Waste Handbook : a Practical Guide*, John Wiley & Sons, États-Unis, 811 p.
58. SERRENER CONSULTATION INC. (1994), *Validation des données du Ministère de l'Environnement et de la Faune sur la gestion des déchets solides*, Québec, 70 p.

59. SERRENER CONSULTATION INC. (1996), *Plan directeur des infrastructures de gestion des matières résiduelles et des déchets solides au Québec horizon 1996-2001*, Québec, 85 p.
60. SHEKDAR, A.V., KRISHNAWAMY, K.N., TIKEKAR, V.G. et BHIDE, A.D. (1992), « Indian Urban Solid Waste Management Systems - Jaded Systems in Need of Ressource Augmentation », *Waste Management*, Vol. 12, 379-387.
61. SNC (1987), *Étude de marché pour les produits générés par le traitement des déchets municipaux - Étude faite pour le Ministère de l'Environnement du Québec*, Québec, 395 p.
62. SOUCY, M. (1997), *Modélisation des sources génératrices et des types de collecte liés à un système de gestion intégrée des déchets*, Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.
63. SOUTH WESTERN ELECTRICITY PLC (SWEB) AND THE ENERGY TECHNOLOGY SUPPORT UNIT (ETSU) (1993), *Renewable Sources of Electricity in the SWEB Area : Future Prospects*, 66 p.
64. SUDHIR, V., MURALEEDHARAN, V.R. et SRINIVASAN, G. (1996), « Integrated Solid Waste Management in Urban India : A Critical Operational Research Framework », *Socio-economic Planning Sciences*, Vol. 30, No. 3, 163-181.
65. TCHOBANOGLIOUS, G. (1993), *Integrated Solid Waste Management : Engineering Principles and Management Issues*, McGraw-Hill, New York, 978 p.

66. TECSULT (1991), *Projet de valorisation des déchets de la Régie intermunicipale de gestion des déchets sur l'île de Montréal*, version provisoire de l'étude d'impact sur l'environnement déposé au MENVIQ, Montréal.
67. THE QUÉBEC PUBLIC INTEREST RESEARCH GROUP OF MCGILL - DAWRANT, J., SUTHERLAND, E. et HILL, A. (1996), *Assessment of the Four Stream Integrated Waste Management Model Applied to Montreal*, Québec, 23 p.
68. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1991), *Handbook : Material Recovery Facilities for Municipal Solid Waste*, Washington, 80 p.
69. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996), *Making Solid (Waste) Decision With Full Cost Accounting*, Washington, 12 p.
70. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996), *The Municipal Solid Waste Factbook, Version 3.0*, Office of Solid Waste, Washington.
71. VILLE DE MONTRÉAL (1991), *Étude d'impact économique - Plan directeur de gestion intégrée des déchets*, 18 p.
72. VILLE DE MONTRÉAL (1995), *Bilan des activités 1994 - Gestion des déchets et des matières récupérables*, 21 p.
73. WEHRAN ENGINEERING, P.C. (1984), *The Waste Disposal Problem in New York City : A Proposal for Action*, New York : City Department of Sanitation.
74. WILSON, D.C. (1977), « Strategy Evaluation in Planning of Waste Management to Land - A Critical Review of the Literature », *Applied Mathematical Modelling*, Vol. 1, 205-217.

75. WILSON, D.C. (1981), *Waste Management, Planning, Evaluation, Technologies*, Harwell Laboratory Clarendon Press, Oxford, 530 p.
76. YAKOWITZ, H. (1990), « Incineration of Municipal Solid Waste : Scientific and Technical Evaluation of the State-of-the-art by an Expert Panel », *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 4, No. 3, 241-251.
77. YOUNG, R.N. et ELEKTOROWICZ, M.(1991), *Localisation des sites alternatifs potentiels pour l'implantation de nouvelles installations de gestion des déchets, Volume 1 et Volume 2*, Centre de recherche géotechnique de l'Université McGill, Montréal.
78. YURTERI, C. et SIBER, S. (1985), « An Application of Locational Models for Transfer Stations », *Appropriate Waste Management for Developing Countries*, Plenum Press, New York & London, 633-642.

Annexe A

Tableau A.1 Valeurs calorifique inférieure (kJ/kg)

Matières		Sources				
		1	2	3	4	moyenne
papier journal		12 485	10 119	16 215	13 013	12 958
papier fin		12 485	10 119	-	-	11 302
papier glacé		12 485	10 119	11 032	-	11 212
papier mélangé		12 485	10 119	14 641	12 242	12 372
carton	ondulé	10 693	10 119	15 001	-	11 938
	général	10 693	10 119	14 964	10 693	11 617
	multicouches	19 762	-	19 917	24 233	21 304
verre clair		92	0	84	92	67
verre couleur		92	0	84	92	67
autre verre		92	0	84	92	67
PET		32 192	28 102	39 816	38 598	34 677
PEHD		32 192	28 102	39 816	32 829	33 235
autres plastiques		32 192	28 102	28 361	32 088	30 186
ferreux		3 333	0	607	1 697	1 409
aluminium	boissons	-	0	-	0	0
	autres	7 478	-	-	8 248	7 863
autre non ferreux		-	0	0	-	0
bois		-	-	13 310	9 295	11 303
résidus de cuisine		1 980	3 362	1 700	1 599	2 160
résidus de jardin	herbes	1 980	3 262	2 830	1 599	2 418
	branches	1 980	3 262	-	1 599	2 280
	feuilles	1 980	3 262	4 003	1 599	2 711
textiles et cuir		13 892	12 351	17 681	18 460	15 596
caoutchouc		-	-	27 934	-	27 934
DDD	piles	-	-	-	0	0
	solvants	-	-	17 283	-	17 283
	autres	-	-	-	15 922	15 922
autres		2 290	-	8 587	5 108	5 328

1 - 2: Cabanes, 1991

3 - 4 : Maystre et al., 1994

Tableau A.2 Répartition des matières selon le type de collecte sélective

Matières	Fraction ^a (%)	Taux de saisie ^a (%)	Taux de participation ^a (%)		Répartition de la matière (%)	
			bac - porte-à-porte	apport volontaire cloche -	bac - porte-à-porte	apport volontaire cloche -
papier journal	11,19	90	80	20	8,06	2,01
papier fin	2,14	65	80	20	1,11	0,28
papier glacé	3,55	70	80	20	1,99	0,50
papier mélangé	6,71	60	80	20	3,22	0,81
carton	2,68	75	80	20	1,61	0,40
ondulé	4,69	65	80	20	2,44	0,61
général	0,24	45	80	20	0,09	0,02
multicouches	2,95	75	80	20	1,77	0,44
verre clair	2,23	75	80	20	1,34	0,33
verre couleur	0,97	75	80	20	0,58	0,15
autre verre	0,29	75	80	20	0,17	0,04
PET	1,66	65	80	20	0,86	0,22
PEHD	4,55	40	80	20	1,46	0,36
autres plastiques	3,72	75	80	20	2,23	0,56
ferreux	0,10	80	80	20	0,06	0,02
aluminium	0,41	75	80	20	0,25	0,06
boissons	0,18		80	20		
autres	2,33		80	20		
autre non-ferreux	24,47	42	30		3,08	
bois	2,04	70	30		0,43	
résidus de cuisine	3,00	70	30		0,63	
résidus de jardin	4,29	70	30		0,90	
herbes	2,80					
branches	0,26					
feuilles	0,07					
textiles+cuir	0,41					
caoutchouc	0,19					
DDD	1,88					
piles			80	20		
solvants			80	20		
autres						
autres						

^a Ces paramètres ont été déterminés dans le mémoire de Soucy (1997). Le taux de saisie est le pourcentage de chaque matière effectivement mise dans le bac ou la cloche par un citoyen qui participe à la collecte sélective.

Annexe B

Tableau B.1 Quantité déjà enfouie au CTED

	Année	Quantité (t)
1	jusqu'en 1990	30 000 000
2	1990	1 320 000
3	1991	1 140 000
4	1992	320 400
5	1993	465 000
6	1994	857 500
7	1995	700 750
8	1996	544 000
Quantité totale		35 347 650 t

Sources et hypothèses :

- 1) Défi Déchets 10, 1991.
- 2) Donnée non disponible : moyenne entre 1989 (1 500 000 t dans Défi Déchets 9) et 1991.
- 3) Défi Déchets 10, 1991.
- 4) Serrener, 1994.
- 5) Serrener, 1994.
- 6) Bilan des activités 1994, VdM, 1994.
- 7) Donnée non disponible : moyenne entre 1994 et 1996.
- 8) Communication avec M. Fortin, VdM, 1997.

Tableau B.2 Évaluation des coûts d'investissement reliés à l'enfouissement (Laidlaw, 1993)

Technologies et équipements		Coût				surface de fond (\$/m ²)
		fixe (\$)	superficie (\$/ha)	volume (\$/m ³)	surface des parois (\$/m ²)	
1. Développement et autorisation	Conception préliminaire	54 202				
	Ingénierie détaillée	108 405				
	Étude d'impact	542 024				
2. Préparation du terrain	Défrichage et décapage des terres		6 504			
	Régalaie		16 261			
	Excavation			3,79		
3. Construction de cellules	Parois				42 ^a	
	Fond					
4. Système de traitement du lixiviat ^c	Bassins, filtres, aération	981 074				
	Réacteur biologique	1 635 124				
5. Système de traitement du biogaz ^c	Puits de captage		114 454			
	Incinérateur	981 074				
6. Infrastructures ^d	Bureau, atelier, balance, entreposage, routes, clôtures	voir l'équation à la note d				
	Compacteur (2 pour >200 000 t/an), bouteur, pelle mécanique, camion à eau, camionnette, chargement avant, balai de rue, etc.	4 784 031 (< 200 000 t/an) 5 742 968 (> 200 000 t/an)				
7. Équipements aux opérations						
TOTAL		9 085 934 (< 200 000 t/an) 10 044 871 (> 200 000 t/an) + coût de l'équation à la note d	137 219 si défrichage; 130 715 sinon	3,79	42	40

Notes sur le tableau B.2 :

^a Deux coûts sont disponibles : 43,44 (Défi Déchets 10, 1991) et 40 (Serrener, 1996) : nous avons choisi 42.

^b Trois coûts sont disponibles : 35,50 (Laidlaw, 1993), 40,56 (Défi Déchets 10, 1991) et 40 (Serrener, 1996) : nous avons choisi 40.

^c Cet équipement a une durée de vie de 10 ans. En supposant la durée de vie d'un site à 20 ans et en utilisant la formule de la section 5.7.5, nous avons calculé le paiement annuel sur 10 ans équivalent à l'investissement initial, puis nous avons calculé la somme actualisée de ce paiement sur 20 ans, afin de considérer le remplacement de l'équipement.

^d Les infrastructures incluent des coûts par kilomètre pour les routes, les clôtures et le drainage de surface. Ne connaissant pas les besoins en km, nous avons pris un exemple qui donne différents coûts totaux selon trois capacités en tonne : 2 468 377 \$ pour 300 000 t, 2 478 134 \$ pour 600 000 t et 2 536 672 \$ pour 6 000 000 t (Laidlaw, 1993). À partir de ces trois points, nous avons effectué une régression avec laquelle on obtient l'équation : $\text{coût} = 2249,0761(\text{capacité} + 597,71611)^{0,013682841}$, où le coût est en milliers de \$ et la capacité est en milliers de t.

^e Même remarque que c, sauf que la durée de vie de ces équipements est de 7 ans.

Annexe C

Les tableaux de cette annexe présentent plus en détail les choix technologiques de chaque scénario étudié dans le chapitre 6. En plus d'indiquer l'activité de chaque technologie pour chacune des deux périodes, ils donnent la capacité construite ou agrandie permettant d'avoir l'activité voulue. Ces capacités sont indiquées sous les activités selon les sigles suivants :

- (r) pour montrer que la capacité résiduelle d'un site existant avant la période d'étude du modèle est remplie, c'est-à-dire que cette capacité est pleinement utilisée ;
- (c) pour donner la capacité construite ;
- (e) pour donner la capacité agrandie.

De plus, ces tableaux indiquent la localisation de chacune des technologies et les revenus annuels provenant de la vente des produits pour chaque scénario.

Tableau C.1 Scénarios de base

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)					Tri (10 ³ t)		Incinération (10 ³ t) Modulaire M-79	Compostage (10 ³ t) Plate-forme g. M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED		M-69	M-67	Demix (cendres)	CTED	M-78			
	1	2								
Base	1	493,0					94,0 (c:44)		4,2 (c:4,2)	188 676
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)				94,0		4,2	[1 et 2 :8 366]
Base - pas de CTED_2	1	493,0					94,0 (c:44)		4,2 (c:4,2)	190 124
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)				94,0		4,2	[1 et 2 :8 366]
Base - pas de CTED ^a	1		493,0 (c:2465)					94,0 (c:94)	4,2 (c:4,2)	200 831
	2		493,0 (c:2465)					94,0	4,2	[1 et 2 :8 366]
Base - pas de CTED ^a pas d'enf. à M_69	1			480,0 (c:2400)	2,5			94,0 (c:94)	4,2 (c:4,2)	242 379
	2			480,0 (c:2400)	2,5			94,0	4,2	[1 et 2 :8 414]

^a Ces scénarios sont effectués en supposant que toutes les technologies localisées au CTED, c'est-à-dire les sites d'enfouissement CTED_1 et CTED_2, ainsi que le centre de tri, n'existent pas.

Tableau C.2 Scénarios - matières organiques exclues des sites d'enfouissement

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)		Tri (10 ³ t)	Incinération (10 ³ t)				Compostage (10 ³ t)		Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED 1	Demix (cendres)		Des Carr.	Modulaire		Masse M-10	Plate-f_g M-68	Réservoir ^a M-65	
					M-10	M-68				
Interdiction des m.o. -	1	0,3	71,8	71,5 (e:21,5)	297,5 (c:350)					308 911
	2	0,3	71,8	71,5	297,5					[1 et 2 : 9 737]
Interdiction des m.o. - pas d'inc. Carr.	1	3,0	64,4	94 (e:44)		112,5 (c:125)	47,1 (c:52)	112,5 (c:125)	4,2 (c:4,2)	312 498
	2	3,0	64,4	94		112,5	47,1	112,5	4,2	[1 et 2 : 10 319]
Interdiction des m.o. - pas d'inc. Carr. au plus 1 inc.	1	118,3	25,6	94,0 (e:44)				112,1 (c:125)	4,2 (c:4,2)	318 242
	2	118,3	25,6	94,0				112,1	4,2	[1 et 2 : 10 779]
Interdiction des m.o. - pas d'inc. carr. au plus 1 inc. pas de réservoir	1	3,0	64,4	94,0 (e:44)					4,2 (c:4,2)	349 501
	2	3,0	64,4	94					4,2	[1 et 2 : 11 361]
Interdiction des m.o. - pas d'inc. Carr. pas d'inc. masse au plus 1 inc. mod. pas de réservoir	1									
	2									
PAS DE SOLUTION RÉALISABLE										

^a Le réservoir est un procédé de tri-compostage, acceptant les sacs à ordures comme intrants.

Tableau C.3 Scénarios - enfouissement zéro

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³) Demix (cendres)	Tri (10 ³ t) CTED	Incinération (10 ³ t)					Compostage (10 ³ t) Plate-f_g M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)	
			Des Carrières	Modulaire						Masse M-10
				M-10	M-68	M-79	M-10			
PAS DE SOLUTION RÉALISABLE										
Pas d'enfouissement incluant les cendres à Demix	1									
	2									
Pas d'enfouissement sauf pour Demix	1	71,8	73,5 (c:23,5)	296,1 (c:350)						303 782
	2	71,8	73,5	296,1						[1 et 2 :9 889]
Pas d'enfouissement sauf pour Demix	1	65,7	94,0 (c:44)		112,5 (c:125)	48,6 (c:54)	112,5 (c:125)	4,2 (c:4,2)		308 032
	2	65,7	94,0		112,5	48,6	112,5	4,2		[1 et 2 :10 324]
Pas d'enfouissement sauf pour Demix	1	65,7	94,0 (c:44)					4,2 (c:4,2)		345 192
	2	65,7	94,0					4,2		[1 et 2 :11 368]
PAS DE SOLUTION RÉALISABLE										
Pas d'enfouissement sauf pour Demix pas d'inc. Carrières pas d'inc. de masse au plus 1 inc.	1									
	2									

Tableau C.4 Scénarios - taxes à l'enfouissement sur toutes les matières

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)				Tri (10 ³ t) CTED	Incinération (10 ³ t)			Compostage (10 ³ t) Plate-forme g. M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED		Demix (cendres)	Des Carrières		Modulaire				
	1	2				M-68	M-79			
Taxes de 48 \$ et moins (comme le scénario de base)	1	493,0			94,0 (c:44)				4,2 (c:4,2)	48 \$: 287 364 sans taxes: 188 676 [1 et 2 : 8 366]
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)		94,0				4,2	
Taxes de 49 à 50\$	1	493,0			94,0 (c:44)				4,2 (c:4,2)	50 \$: 291 394 sans taxes: 191 843 [1:8 366, 2:8 521]
	2	181,9 (r)	272,8 (c:1364)	4,9	94,0		20,8 (c:23)		4,2	
Taxes de 51 à 53 \$	1	454,7		4,9	94,0 (c:44)		20,8 (c:23)		4,2 (c:4,2)	53 \$: 297 129 sans taxes: 196 435 [1 et 2 : 8 521]
	2	220,3 (r)	234,3 (c:1172)	4,9	94,0		20,8		4,2	
Taxes de 54 \$	1	454,7		4,9	94,0 (c:44)		20,8 (c:23)		4,2 (c:4,2)	299 017 sans taxes: 202 217 [1:8 521, 2:8 766]
	2	220,3 (r)	172,6 (c:863)	13,1	94,0		20,8 (c:38)		4,2	
Taxes de 55 \$	1	454,7		4,9	94,0 (c:44)		20,8 (c:23)		4,2 (c:4,2)	300 764 sans taxes: 211 324 [1:8 521, 2:9 147]
	2	220,3 (r)	76,9 (c:384)	25,7	94,0		20,8 (c:97)		4,2	

Tableau C.4 Scénarios - taxes à l'enfouissement sur toutes les matières (suite)

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)				Tri (10 ³ t) CTED	Incinération (10 ³ t)			Compostage (10 ³ \$) Plate-forme g. M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED		Demix (cendres)	Des Carrières		Modulaire				
	1	2				M-68	M-79			
Taxe de 54 et 55 \$ au plus 1 inc. (comme le scénario de 51 à 53 \$)	1	454,7		4,9	94,0 (e:44)		20,8 (c:23)		4,2 (c:4,2)	55 \$: 300 929 sans taxes: 196 435 [1 et 2 :8 521]
	2	220,3 (r)	234,3 (c:1172)	4,9	94,0		20,8		4,2	
Taxes de 56 \$	1	454,7		4,9	94,0 (e:44)		20,8 (c:23)		4,2 (c:4,2)	302 313 sans taxes: 215 625 [1:8 521, 2:9 326]
	2	220,3 (r)	31,9 (c:159)	31,6	94,0		20,8	112,5 (c:125)	4,2	
Taxes de 57 à 60 \$	1	337,5		20,4	94,0 (e:44)		20,2 (c:22)	65,7 (c:73)	4,2 (c:4,2)	60 \$: 308 073 sans taxes: 223 437 [1 et 2 :8 987]
	2	337,5 (r)		20,4	94,0		20,2	65,7	4,2	
Taxes de 60 \$ au plus 1 inc.	1	337,5		20,4	94,0 (e:44)			85,9 (c:95)	4,2 (c:4,2)	308 479 sans taxes: 223 842 [1 et 2:8 987]
	2	337,5 (r)		20,4	94,0			85,9	4,2	
Taxes de 61 et plus	1			71,8	73,5 (e:24)	296,1 (c:350)				309 109 sans taxes: 309 109 [1 et 2:9 889]
	2			71,8	73,5	296,1				

Tableau C.5 Scénarios - taxes à l'enfouissement sur toutes les matières sans incinération

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)		Tri (10 ³ t)	Compostage (10 ³ t)				Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED			Plate-forme g.		Réservoir ^a		
	1	2		M-68	M-65	M-65	M-10	
Taxes de 91 \$ et moins (comme le scénario de base)	1	493,0		94,0 (c:44)	4,2 (c:4,2)			91 \$: 375 772 sans taxes: 188 676 [1 et 2 : 8 366]
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)	94,0	4,2			
Taxes de 92 et 93 \$	1	493,0		94,0 (c:44)	4,2 (c:4,2)			93 \$: 379 446 sans taxes: 220 670 [1:8 366, 2:9 969]
	2	181,9 (r)	139,3 (c:697)	94,0	4,2	160,2 (c:165)		
Taxes de 94 \$		493,0		94,0 (c:44)		4,2 (c:4,2)		380 952 sans taxes: 243 305 [1:8 366, 2:11 086]
		181,9 (r)	19,6 (c:98)	94,0		4,2	271,9 (c:280)	
Taxes de 95 à 98 \$	1	321,2		94,0 (c:44)	4,2 (c:4,2)	160,2 (c:165)		98 \$: 385 856 sans taxes: 266 475 [1 et 2 : 9 969]
	2	321,2		94,0	4,2	160,2		
Taxes de 99 \$ à ~700 \$	1	201,5		94,0 (c:44)	4,2 (c:4,2)		271,9 (c:280)	99 \$: 386 522 sans taxes: 323 709 [1 et 2:11 086]
	2	201,5		94,0	4,2		271,9	

^a Le réservoir est un procédé de tri-compostage, acceptant les sacs à ordures comme intrants.

Tableau C.5 Scénarios - taxes à l'enfouissement sur toutes les matières sans incinération (suite)

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)		Tri (10 ³ t)	Compostage (10 ³ \$)				Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED		CTED	Plate-forme g.		Réservoir ^a		
	1	2		M-68	M-65	M-65	M-10	
Taxes de 1000 \$	1	196,1	50,3 (e:0,3)		2,3 (c:2,3)		315,6 (c:325)	955 205 sans taxes:
	2	196,1	50,3		2,3		315,6	336 840 [1 et 2 :8 388]
Taxes de 2000 \$	1	189,8					365,9 (c:377)	1 561 469 sans taxes:
	2	189,8					365,9	361 831 [1 et 2 :5 283]

^a Le réservoir est un procédé de tri-compostage, acceptant les sacs à ordures comme intrants.

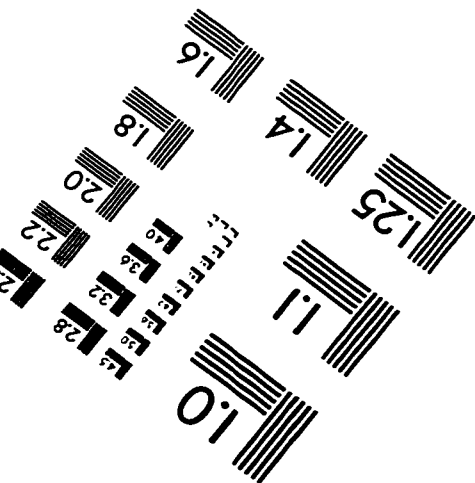
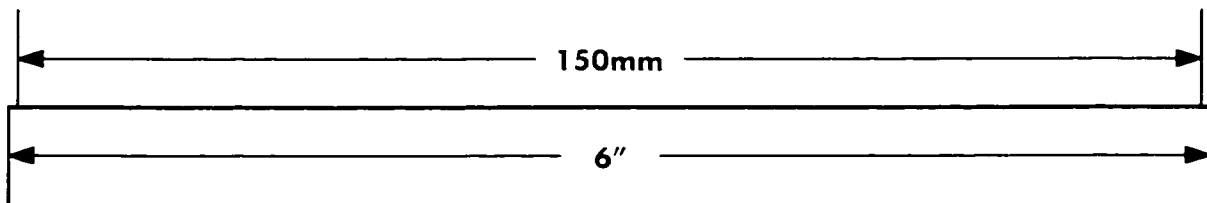
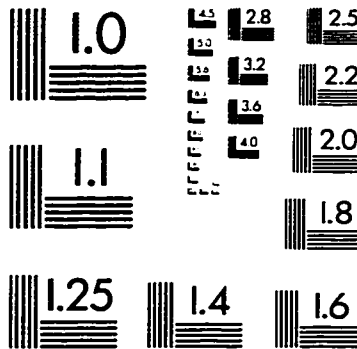
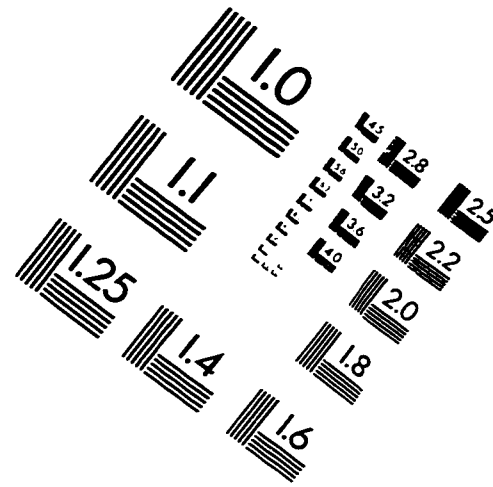
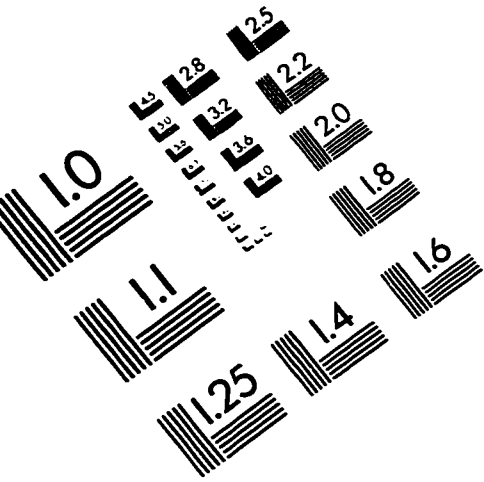
Tableau C.6 Scénarios - prix de l'électricité (par kWh)

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)			Tri (10 ³ t) CTED	Incinération (10 ³ t) Des Carrières	Compostage (10 ³ t) Plate-forme g. M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	1	2	Demix (cendres)				
12,9 ¢ et moins (comme le scénario de base)	1	493,0		94,0 (c:44)		4,2 (c:4,2)	188 676
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)	94,0		4,2	[1 et 2 : 8 366]
13,0 ¢	1	505,0		88,3 (c:38,3)		4,0 (c:4)	188 325
	2	24,3		88,3	297,5 (c:350)		[1:7 858, 2:26 841]
13,1 à 13,3 ¢	1	66,6		50,5 (c:0,5)	297,5 (c:350)		13,3 ¢ : 184 871
	2	66,6		50,5	297,5		[1 et 2 : 24 541]
13,4 et 13,5 ¢	1	67,7		49,5	297,5 (c:350)		13,5 ¢ : 182 485
	2	67,7		49,5	297,5		[1 et 2 : 24 951]
20,0 ¢	1	68,3		49,5	297,5 (c:350)		104 904
	2	68,3		49,5	297,5		[1 et 2 : 35 275]

Tableau C.7 Scénarios - prix de l'électricité (par kWh), en supposant que Des Carrières n'existe pas

Scénarios	Enfouissement (10 ³ m ³)				Tri (10 ³ t) CTED	Incinération (10 ³ t)		Compostage (10 ³ t) Plate-forme g. M-65	Coût du système [Revenus] (10 ³ \$)
	CTED		Demix (cendres)	Mod. M-79		Masse M-10			
	1	2							
13,0 ¢ et moins (comme le scénario de base)	1	493,0			94,0 (e:44)			4,2 (c:4,2)	188 676 [1 et 2 :8 366]
	2	181,9 (r)	311,2 (c:1556)		94,0			4,2	
13,1 à 17,2 ¢	1	491,0		0,3	94,0 (e:44)	3,6 (c:4)			17 ¢ : 188 079 [1 et 2:8 699]
	2	184,0 (r)	307,0 (c:1535)	0,3	94,0	3,6			
17,3 ¢	1	400,6		19,8	50,0		111,7 (c:131)		187 415 [1:16 305, 2:30 533]
	2	77,9		67,9	50,3 (e:0,3)		291,3 (e:211,3)		
18,5 ¢	1	262,7		43,6	50,3 (e:0,3)		188,4 (c:222)		176 484 [1:23 329, 2:36 180]
	2	0,9		78,1	50,3		334,1 (e:171)		
20,0 ¢	1	0,9		78,1	50,3 (e:0,3)		334,4 (c:393)		157 789 [1 et 2 :38 858]
	2	0,9		78,1	50,3		334,4		

IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)



APPLIED IMAGE, Inc
1653 East Main Street
Rochester, NY 14609 USA
Phone: 716/482-0300
Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved

