UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION DES SOURCES GÉNÉRATRICES ET DES TYPES DE COLLECTES LIÉS À UN SYSTÈME DE GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS

MAXIME SOUCY
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)
OCTOBRE 1997

©Maxime Soucy, 1997.

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Acquisitions and Bibliographic Services
Acquisitions et services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

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.

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.

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 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.

0-612-33187-3

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MODÉLISATION DES SOURCES GÉNÉRATRICES
ET DES MODES DE COLLECTES
LIÉS À UN SYSTÈME DE
GESTION INTÉGRÉE DES DÉCHETS

présenté par : SOUCY Maxime
en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme RIOPEL Diane, Doctorat, présidente
M. SAVARD Gilles, Ph. D., membre et directeur de recherche
M. LANGEVIN André, Ph. D., membre et codirecteur de recherche
M. CHAUNY Fabien, Ph. D., membre

Remerciements

Je tiens à témoigner toute ma reconnaissance à mon directeur de recherche, M. Gilles Savard et mon codirecteur, M. André Langevin, qui m'ont appuyé tout au long de cette recherche. Merci de m'avoir permis d'allier études et escrime, et merci encore pour l'opportunité offerte de présenter ce projet de recherche à The Hong Kong Polytechnic University.

Un immense merci à Claude Berger qui fut un support de tout instant lors de l'élaboration de ce mémoire et de ce projet de recherche sur la gestion des déchets.

Merci également aux étudiants du GERAD qui ont su apporter leur vision mathématique, environnementale et sociale dans un objectif commun, l'évolution de ce projet. Un merci très chaleureux à une collègue et copine très spéciale, Nadia, qui a su me soutenir jours et nuits au cours de cette maîtrise. Finalement merci à ma famille qui m'a toujours encouragé dans la poursuite de mes objectifs.

Résumé

Depuis quelques années, plusieurs municipalités se trouvent confrontées aux nombreux problèmes découlant de la gestion des déchets : sites d'enfouissement éloignés des grandes agglomérations, stress causé à l'environnement, opposition populaire aux nouveaux projets de gestion, etc. La gestion de nos matières résiduelles est aujourd'hui une préoccupation centrale dans notre société de consommation. L'ensemble des pays industrialisés délaissent de plus en plus l'enfouissement en vrac des ordures et l'incinération conventionnelle des matières résiduelles pour établir des objectifs plus respectueux de l'environnement et du citoyen dans un contexte de gestion intégrée des déchets.

La présente étude fait partie d'un projet global de grande envergure ayant pour objectif l'élaboration d'un modèle mathématique et d'un système d'aide à la décision permettant l'analyse prospective des activités liées à un système de gestion intégrée des déchets. L'une des principales visées de ce modèle est de munir les gestionnaires d'un nouvel outil capable de fournir des solutions optimales à différents scénarios, en tenant compte des multiples facettes de la problématique particulière de la gestion des déchets. Un tel modèle a l'avantage de pouvoir considérer un vaste ensemble de critères techniques, économiques, environnementaux et sociaux, dans la prise de décisions relatives à la gestion des flots de matières résiduelles dans une région soumise aux

problèmes de collecte, de transport, de traitement, d'élimination et de vente des matières secondaires. Le présent travail porte une attention plus particulière aux aspects liés à la génération des déchets, à leur composition, à leurs modes de collecte et de transport.

Nous présentons, dans un premier temps, la plus récente version du modèle Eugène, un modèle dynamique de programmation linéaire mixte. Ce modèle figure comme l'un des plus complets, par rapport aux modèles rencontrés dans la littérature, au niveau des possibilités et options offertes à l'usager. Dans cette version, l'analyse des activités est effectuée selon un critère de minimisation des coûts du système.

Nous nous sommes, dans un deuxième temps, penchés sur l'acquisition des données technico-économiques relatives au pré-traitement des matières résiduelles. Cette étape est cruciale dans l'élaboration d'une base de données fiable, reflétant la réalité de la gestion des déchets. La connaissance et l'analyse de ces données nous ont permis d'apporter des améliorations importantes au modèle mathématique.

Finalement, dans un troisième temps, nous présentons les scénarios élaborés à partir des données de base, mais soulignons davantage des scénarios effectués en vue d'analyser les avenues possibles pour les différents types de collectes des matières résiduelles à la Ville de Montréal. Les solutions aux différents scénarios exposent les aspects tactique et stratégique d'un système de gestion des déchets.

Abstract

For some years now, many municipalities have been confronted with the wide issues related to waste management. They must deal with problems such as the ever increasing distances between cities and available landfills, the harmful environmental impact of wastes, the public opposition to new waste management facilities, etc. The management of our waste has become one of the major concern in our modern society. Thus, most of the industrialised countries have forsake indiscriminate burying and incineration of waste, and established new goals more respectful towards the environment and the citizen within an integrated waste management context.

This thesis is part of a global research project that consists in the design and implementation of a mathematical model and a decision support system for prospective analysis of the activities in an integrated waste management system. The main objective of this model is to provide the decision-maker with a tool capable of bringing out optimal solutions to different scenarios, while taking into account the numerous aspects specific to the waste management issues. Such a model has the advantage of considering a wide set of technical, economical, social and environmental criteria in a scope of decision-making related to the waste flows, in a region constrained by the collection, transportation, processing, disposal and secondary market problems. This work focuses

on the waste production, their composition, the way to collect and transport them to processing facilities.

In the first place, we present the most recent version of the dynamic mixed integer programming model named Eugene. This model appears as one of the most complete in comparison to any other known model of this nature, in regard to the options available for the user, even though this version of the model analyses the activities of the system using a cost minimisation criteria.

Secondly, we have concentrated our efforts on the technico-economic data gathering process related to the pre-treatment of the waste flows. This step is critical in the elaboration of a reliable data base connected with the reality of waste management. The appraisal of those data enabled us to significantly improve the mathematical model.

Finally, we introduce scenarios developed with the original data base and, foremost, present scenarios designed to analyze the possible avenues for the different collection modes of waste and recyclables proposed for the City of Montreal. The solutions to those scenarios put emphasis on long term and operation planning aspects of a waste management system.

Table des matières

REMERCIEMENTS iv

RÉSUMÉ v

ABSTRACT vii

TABLE DES MATIÈRES ix

LISTE DES TABLEAUX xvi

LISTE DES FIGURES xviii

LISTE DES ABRÉVIATIONS xix

LISTE DES SYMBOLES xx

LISTE DES ANNEXES xxi

INTRODUCTION 1

CHAPITRE 1 : PROBLÉMATIQUE 4

1.1 Introduction 4

1.2 Historique de la gestion des déchets 5

1.3 Origines du changement 7

1.4 Principe des 4RV-E 11

1.4.1 Réduction à la source 11

1.4.2 Réemploi 13

1.4.3 Récupération 14

1.4.4 Recyclage 15

1.4.5 Valorisation 17

1.4.6 Élimination 18

1.5 Enjeux actuels 19

1.5.1 Enjeux environnementaux 19

1.5.2 Enjeux sociaux 21

1.5.3 Enjeux économiques 22

1.6 Approche systémique 24

1.7 Description du problème global 25

1.8 Élaboration des objectifs 26

CHAPITRE 2 : REVUE DE LA LITTÉRATURE 29

2.1 Modèles de gestion de technologies particulières 30

2.2 Modèles de gestion globale 33

2.2.1 Modèles à objectif unique 35

2.2.2 Modèles multicritères 37

CHAPITRE 3 : PRÉSENTATION DU MODÈLE EUGÈNE 41

3.1 Attributs du modèle 41

3.1.1 Système de référence 42

3.1.1.1 Flots agrégés et désagrégés 44

3.1.2 Collectes 47

3.1.3 Sites accueillant les technologies 49

3.1.4 Modes opératoires des technologies 49

3.1.5 Coûts d'investissement 50

3.1.6 Caractéristiques des collectes sélectives 52

3.1.7 Enfouissement 53

3.1.8 Marchés 53

3.1.9 Importations de matières 54

3.2 Contraintes du modèle 54

3.2.1 Structure générale 54

3.2.2 Collectes des ordures et collectes sélectives 57

3.2.3 Affectation des collectes d'ordures et des collectes sélectives aux sites 60

3.2.4 Traitement des collectes et des matières 69

3.2.5 Extrants des technologies de traitement 71

3.2.6 Enfouissement 80

3.2.7 Contraintes de capacité 82

3.2.8 Investissement dans les capacités de traitement ou d'enfouissement 86

3.2.9 Contraintes de superficie requise 90

3.2.10 Contraintes de marché 92

3.2.11 Détournement de l'enfouissement 95

3.2.12 Autres contraintes 97

3.2.13 Fonctions-objectifs 98

3.2.13.1 Fonction-objectif I :Coût total actualisé du système 98

3.2.13.2 Fonction-objectif II : Enfouissement cumulatif 108

3.2.14 Le modèle 108

CHAPITRE 4 : PARAMÈTRES TECHNICO-ÉCONOMIQUES DE MODÉLISATION 109

4.1 Composition des déchets 109

4.1.1 Fibres cellulosiques 113

4.1.2 Verre 116

4.1.3 Plastiques 116

4.1.4 Métaux 118

4.1.5 Matières organiques 119

4.1.6 Bois 119

4.1.7 Autres matières 120

4.2 Densité des matières 120

4.3 Sources génératrices 123

4.3.1 Neuf arrondissements de la Ville de Montréal 123

4.3.2 Station d'épuration des eaux usées 126

4.4 Types de collectes 126

4.4.1 Collecte des ordures 127

4.4.2 Collecte sélective 128

4.4.2.1 Collecte sélective porte-à-porte 129

4.4.2.2 Collecte sélective par apport volontaire 130

4.5 Matières visées par la collecte sélective 131

4.6 Intérêt de la population 133

4.6.1 Taux de participation 133

4.6.2 Taux de saisie 134

4.7 Coûts de collecte 136

4.7.1 Frais de transport 137

4.7.2 Frais d'instauration de la collecte sélective 139

4.7.2.1 Frais de sensibilisation 139

4.7.2.2 Frais d'achat des contenants de collecte 140

4.8 Coût d'une combinaison de collecte 142

4.8.1 Ensembles de matières 148

4.8.2 Matières effectivement collectées 149

4.8.3 Fréquence de collecte 149

4.8.4 Validation des coûts de collecte 151

4.8.4.1 Collecte des ordures 152

4.8.4.2 Collecte sélective porte-à-porte 153

4.8.4.3 Collect sélective par apport volontaire 156

4.8.5 Coût d'une combinaison 157

CHAPITRE 5 : SCÉNARIOS ET ANALYSE DES RÉSULTATS 159

5.1 Implantation du modèle Eugène 159

5.2 Contexte 160

5.2.1 Combinaisons de collectes 162

5.3 Résolution du modèle Eugène 168

5.4 Scénarios 169

5.4.1 Scénarios de base 170

5.4.2 Classification des combinaisons 172

5.4.3 Taux de détournement 176

5.4.4 Taux de récupération 179

5.4.5 Variation des taux de participation et de saisie 182

5.5 Discussion 188

CONCLUSION 191

BIBLIOGRAPHIE 195

ANNEXES 205

Liste des tableaux

Chapitre 2

Tableau 2.1: Caractéristiques des modèles à objectif unique 37

Tableau 2.2: Caractéristiques des modèles à objectif multicritère 40

Chapitre 4

Tableau 4.1 : Composition du sac à ordures 112

Tableau 4.2 : Répartition par type de plastiques 118

Tableau 4.3 : Densité des matières à l'enfouissement 122

Tableau 4.4 : Arrondissements de la Ville de Montréal 124

Tableau 4.5 : Production annuelle de déchets par arrondissement 125

Tableau 4.6 : Taux de saisie des matières 136

Tableau 4.7 : Centroïdes des arrondissements 138

Tableau 4.8 : Frais de sensibilisation 140

Tableau 4.9 : Nombres de cloches par sites de récupération (1996) 141

Tableau 4.10 : Coût des contenants pour la collecte des matières organiques 142

Tableau 4.11 : Fréquence hebdomadaire des collectes 151

Tableau 4.12 : Comparaison des coûts pour la collecte des ordures 152

Tableau 4.13 : Coûts de la collecte sélective à la Ville de Montréal 154

Tableau 4.14 : Coûts de la collecte par apport volontaire de 1991 à 1994 157

Chapitre 5

Tableau 5.1 : Sites potentiels 161

Tableau 5.2 : Sites existants 161

Tableau 5.3 : Prix des matières 162

Tableau 5.4 : Matières visées par chaque collecte 163

Tableau 5.5 : Combinaisons de collectes 165

Tableau 5.6 : Élaboration des coûts des combinaisons 167

Tableau 5.7 : Taille du modèle sur deux périodes 169

Tableau 5.8 : Scénarios de base sur une et deux périodes 171

Tableau 5.9 : Classification des combinaisons 173

Tableau 5.10 : Regroupement par pourcentage de matières recyclables 174

Tableau 5.11 : Regroupement par pourcentage de matières organiques 175

Tableau 5.12 : Frais de sensibilisation maximaux 186

Tableau 5.13 : Montant, en dollars par logement, attribuable à l'augmentation du rendement de la collecte sélective 187

Liste des figures

Chapitre 3

Figure 3.1 : Système de référence global 43

Figure 3.2 : Flots agrégés 44

Figure 3.3 : Flots désagrégés 45

Figure 3.4 : Flots dans un système 46

Figure 3.5 : Fonction concave approximée par trois morceaux linéaires 51

Chapitre 4

Figure 4.1 : Carte des arrondissements de la Ville de Montréal 124

Figure 4.2 : Coût de la collecte sélective porte-à-porte en fonction du taux de récupération 156

Chapitre 5

Figure 5.1 : Scénarios avec différents taux de détournement 177

Figure 5.2 : Évolution des coûts pour les scénarios de détournement 178

Figure 5.3 : Scénarios avec différents taux de récupération 180

Figure 5.4 : Évolution des coûts et des revenus pour les scénarios de récupération 180

Figure 5.5 : Évolution des coûts avec différents taux de participation 184

Liste des abréviations

4RV-E	Réduction, Réemploi, Récupération, Recyclage, Valorisation - Élimination
BFI	Bureau de formation et d'intervention inc.
CTED	Centre de tri et d'élimination des déchets
EPA	Environmental Protection Agency
GERAD	Groupe d'études et de recherche en analyse des décisions
GRAIGE	Groupe de recherche et d'analyse interdisciplinaire en gestion de l'environnement
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune (depuis le 11 janvier 1994)
PEBD	Polyéthylène basse densité
PEHD	Polyéthylène haute densité
PET	Polyéthylène téréphtalate
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène (styromousse)
PVC	Polychlorure de vinyle ou chlorure de polyvinyle

Liste des symboles

kWh	kilowatt-heure
t	tonnes
km	kilomètre

Liste des annexes

Annexe A : Composition des déchets résidentiels, GRAIGE 1989 205

Annexe B : Matrices des distances entre les arrondissements et les installations et entre installations 207

Annexe C : Évaluation des coûts de la collecte des ordures à la Ville de Montréal 209

Annexe D : Détails des différents scénarios 212

Introduction

"C'est à l'université que l'on devrait étudier les ordures. Car le monde des ordures est le sujet par excellence pour exercer la pensée des futurs décideurs. C'est le sujet qui englobe tous les autres, le noyau d'une théorie unitaire potentiellement explicative de bien des choses dans l'univers.

L'archéologie, l'économie, la médecine, la chimie, la physique, la sociologie, les sciences politiques, la criminologie, la biologie, l'hydrologie, la géologie, et j'en passe, seraient toutes des disciplines réunies dans la problématique doctorale des ordures.

C'est un peu comme si toute l'histoire du monde et de la nature se retrouvait au dépotoir. Les vieilles machines, les anciens plastiques, l'évolution des bouteilles, les journaux d'autrefois, les qualités du biogaz concentré, les moeurs des rats de Norvège, des goélands à bec cerclé, des renards urbains, des ratons en voie d'urbanisation, la corruption dans les ordures, l'aménagement des écrans de fumée, la mathématique des chiffres inventés, la poésie du lixiviat, le commerce international des déchets toxiques, le danger des déchets dangereux, la sociologie des déchetteries de quartier, le travail des éboueurs, la religion du compost, la symbolique du sac vert, l'hygiène publique, le partage des coûts, la localisation des trous, la décomposition des sols, les dangers d'explosion, les grandeurs et les misères de l'incinération, dites-moi s'il n'y a pas là de quoi faire un magnifique programme d'études supérieures ?"

B. Arcand et S. Bouchard
Du pâté chinois, du baseball et autres lieux communs.

Un tel intérêt face à la gestion de nos matières résiduelles est une position récente dans notre société de consommation et effectivement la recherche universitaire y consacre une part toujours croissante. Nous voyons au chapitre 1 les origines de ce changement de perception quant à la place que doit occuper la gestion des déchets dans notre société actuelle. Nous présentons aussi l'approche système préconisée par le développement

d'un modèle de programmation mathématique de recherche opérationnelle et dans quelle mesure ce type de modèle peut venir en aide aux décideurs dans le domaine de la gestion des déchets.

Le chapitre 2 fait un survol des principaux modèles de recherche opérationnelle en gestion des déchets. Nous présentons ensuite au chapitre 3 le modèle que nous avons développés au centre de recherche GERAD. Nous pouvons observer que ce modèle comporte plus de particularités que tout autre modèle présenté au chapitre précédent.

Une des importantes caractéristiques de ce modèle est le vaste ensemble de technologies de traitement et de modes de collecte des ordures qu'on y retrouve. Le chapitre 4 traite des valeurs technico-économiques, relatives à la génération, à la collecte et au transport des ordures, incorporées dans la base de données servant à l'exécution du modèle mathématique. Ce chapitre contribue de façon significative à la mise au point d'une base de données technico-économiques cohèrente pour la Ville de Montréal s'appuyant sur une analyse détaillée d'un ensemble relativement disparate de données. Il vise en particulier à combler un manque souvent exprimé par les intervenants du domaine.

Finalement, le chapitre 5 présente certains scénarios développés afin d'expérimenter l'efficacité du modèle et aussi de donner un aperçu des possibilités d'un

tel outil. Une contribution importante de ce chapitre consiste en une étude prospective de la valeur économique de différents types de collectes sélectives. Elle s'appuie sur un modèle mathématique rigoureux d'analyse prospective et permet entre autres, pour la première fois, l'étude des impacts relatifs aux taux de saisie et de participation.

Chapitre 1

Problématique

1.1 Introduction

Un élément important découle de la majeure partie des activités de l'homme, soit la création de résidus, d'ordures, de déchets. Peu importe l'appellation générique qu'on lui donne, il n'en demeure pas moins que cette ressource, qui semble *a priori* inépuisable, 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 l'extraction de celle-ci à son utilisation ultime en passant par sa transformation. Certains de ces déchets sont même dits dangereux, nécessitant une manipulation attentionnée et des traitements spéciaux de manière à prévenir leurs impacts sur l'homme et l'écosystème. Il nous incombe donc de chercher des solutions efficaces pour gérer notre avenir et de créer des outils d'aide à la décision qui puissent nous mettre sur la piste des meilleures décisions possibles.

Ce chapitre trace un bref historique de la gestion des déchets pour ensuite présenter les étapes qui ont amené les fondements des principes à la base de la gestion

intégrée des déchets. Finalement, nous voyons comment l'élaboration d'un modèle mathématique peut aider les gestionnaires dans leurs prises de décisions.

1.2 Historique de la gestion des déchets

La problématique de la gestion des déchets existe depuis que l'homme a fait la transition de peuple nomade et chasseur à sédentaire. Déjà en 500 avant notre ère, le Conseil d'Athènes ordonnait aux éboueurs de disposer les ordures à une distance minimale d'un mille des murs de la ville ; dès lors, les dépotoirs font leur apparition. Ce principe, se débarrasser des ordures et les oublier, a prévalu tout au long du Moyen Âge. Par exemple, en 1400, la ville de Paris obligeait les citoyens qui entraient dans la ville avec un chariot de sable ou de roche à la quitter avec un chargement d'ordures.

C'est lors de la révolution industrielle, qui a eu pour effet d'augmenter la densité de population dans les grandes agglomérations urbaines, que les problèmes d'insalubrité liés à une mauvaise gestion des déchets se sont d'abord fait sentir. Mais il fallut attendre le milieu du 19ième siècle et les crises de choléra pour que s'établisse dans l'esprit populaire un lien direct entre la qualité de vie et la gestion des matières résiduelles. Malgré tout, les mesures instaurées par les organismes en charge du problème furent limitées. Elles consistaient à organiser une collecte des ordures et à mettre en place des

lieux d'élimination qui étaient, en fait, des dépotoirs municipaux, des terrains vacants et même parfois des cours d'eau à l'écart des villes.

L'efficacité d'une telle gestion fut assez tôt remise en question. À la fin du 19ième siècle, un nouvel intérêt se manifesta, celui d'incinérer les résidus qui avait pour avantage de réduire les frais de transport vers l'enfouissement et la masse des déchets à être enfouis. Suivant l'initiative anglaise, le reste de l'Europe et peu après les États-Unis mirent sur pied des systèmes d'élimination des résidus basés principalement sur l'incinération. Vers le milieu des années 1960, les incinérateurs construits durant cette période furent abandonnés en raison de leur émission excessivement grande de particules nocives.

Le développement économique du 20ième siècle a amené un changement profond autant dans la quantité que dans la composition des déchets solides. Les cendres qui constituaient une part importante des déchets durant la première moitié du siècle ne représentent plus qu'une infime fraction de nos déchets, en raison de l'apparition du chauffage au mazout et au gaz naturel. On se retrouve donc à jeter des matières qu'on aurait auparavant brûlées nous-mêmes. C'est ainsi que le papier, le plastique et les résidus de table se retrouvent maintenant dans nos sacs à ordures avec tous les autres produits créés par la société moderne : verre, métal, carton multicouche, etc.

Mais ce siècle a aussi vu l'apparition de nouveaux mouvements environnementaux dans les années 1970. Leur vision reposait sur le fait que la gestion des déchets, telle que pratiquée, créait un impact sur l'écosystème et, par le fait même, sur les humains. En bref, nous devions passer d'une gestion axée sur la santé du citoyen à une gestion ayant des ambitions plus grandes axées sur le respect de l'environnement. Parallèlement, on voit apparaître une préoccupation envers l'épuisement des ressources naturelles et le besoin de récupérer les matières valorisables (Rhyner et al., 1995).

Les changements dans la composition des déchets, les préoccupations environnementales et le désir de récupération ont stimulé le développement de nouvelles technologies et procédés en matière de gestion des déchets. Tranquillement, ces nouvelles technologies prennent place : les anciens dépotoirs municipaux sont remplacés par des sites d'enfouissement spécialement aménagés, les technologies d'incinération actuelles offrent la possibilité de valoriser la chaleur produite et les centres de tri permettent de récupérer la matière qui trouve preneur sur de nouveaux marchés.

1.3 Origines du changement

L'ensemble des nouvelles orientations actuelles en matière de gestion des déchets a comme origine la prise de conscience collective et les changements d'attitude de la population. Dans les années 1960, une première alarme se fit entendre quand les courants

écologiques dénoncèrent la diminution du stock de matières premières, le gaspillage énergétique et les pressions causées à l'environnement par notre mode de consommation. Vers la fin de cette décennie, la population se conscientisait aux impacts environnementaux et dénonçait les pratiques de gestion des déchets basées principalement sur l'usage de dépotoirs et d'incinérateurs désuets.

Au cours des années 1970, les groupes communautaires et environnementaux se consolident et font part de leurs préoccupations. Leurs discours misent sur la protection de l'environnement et des ressources. Pour répondre à cette pression populaire grandissante, les gouvernements créent de nouveaux programmes permettant à la population de s'exprimer lors des prises de décisions sur les projets affectant l'environnement. Ainsi, de nouveaux ministères voient le jour et bon nombre de lois et règlements portant sur la gestion des déchets sont ratifiés dans une optique de protection et de sauvegarde de l'environnement. Dès lors, la gestion des déchets est véritablement reconnue comme une activité susceptible de modifier la qualité de l'environnement. Des démarches sont entreprises pour améliorer les techniques de traitement et d'élimination des déchets. Il est question de fermer les dépotoirs, de préconiser l'enfouissement sanitaire, de récupérer et recycler certaines matières et de valoriser l'énergie produite par la combustion.

Ces préoccupations environnementales et les prémisses des changements dans les pratiques de gestion des déchets des années 1970 sont tributaires de deux événements dénonciateurs de l'utilisation abusive de l'environnement : la Conférence des Nations Unies sur l'environnement de 1972 et la publication par le Club de Rome d'un ouvrage intitulé *Les limites de la croissance* (Forrester et Meadows, 1972). Mais ce n'est qu'à la Conférence mondiale pour l'environnement de 1976, réunissant pour la première fois les pays de la Communauté Économique Européenne et des Nations Unies, que l'engagement en matière de réduction des déchets a été présenté. Ces conférences ont permis de mettre sur pied un programme et une orientation sociale adoptés par tous les pays présents, soit le « Non-Waste Technology » ou en français, la « Technologie du Non-Déchet ».

La conscience environnementale des groupes et de la population, au cours des années 1980, s'oriente davantage vers la résolution de problèmes locaux. Il s'est développé, pour exprimer cette anxiété, des syndromes tels que NIMBY (Not In My Back Yard), LULU (Locally Undesirable Land Use) et GOMBY (Get Out of My BackYard) qui ont remis en question le processus décisionnel d'implantation de nouveaux projets dans l'environnement. Ainsi les infrastructures de gestion des déchets tels les incinérateurs et les lieux d'enfouissement font partie de la catégorie des installations dont les opérations peuvent nuire à la qualité de vie et environnementale d'un quartier ou d'une région. Les pressions venant du public incitent donc les preneurs de décision à

ouvrir le processus décisionnel aux industries, aux organismes non gouvernementaux et à la population.

Au cours de cette même période, la stratégie mondiale pour la protection de l'environnement, introduite par les Nations Unies, prenait un nouveau tournant. Cette nouvelle orientation vient de la Commission Brundtland, créée en 1983, qui faisait dorénavant de la protection de l'environnement un enjeu essentiel dans l'intérêt même de l'espèce humaine. La Commission faisait ressortir l'urgent besoin d'harmoniser le développement économique et la protection de l'environnement comme base même du concept de développement durable. En 1988, elle publie un rapport intitulé « Notre avenir à tous », où le développement durable est défini comme une croissance mesurée et prudente qui permet de répondre aux besoins présents des populations sans compromettre pour autant la capacité de satisfaire les besoins futurs. Les nations délaissent le slogan ambitieux de la technologie du non-déchet des années 1970 et s'orientent vers des préoccupations plus réalistes et plus réalisables. La Commission propose donc que chaque pays fixe lui-même des objectifs de réduction des déchets et veille à l'atteinte de ceux-ci en mettant en place les moyens administratifs, juridiques et économiques jugés nécessaires.

L'approche préconisée est donc l'amélioration du bien-être des générations actuelles tout en respectant le patrimoine des générations futures, et ce, au rythme qui

semble le plus approprié pour chaque pays. Dans cette optique, la gestion traditionnelle des déchets, basée uniquement sur les opérations d'élimination aveugle, n'est plus viable tant d'un point de vue environnemental que social (Défi déchets 1, 1991).

1.4 Principe des 4RV-E

Le principe des 4RV-E se veut une approche hiérarchisée dans la recherche de solution en gestion des déchets. Les éléments à la base du principe sont intimement reliés et interagissent les uns avec les autres de manières directe et indirecte. Voyons maintenant comment se définissent les éléments de l'approche des 4RV-E.

1.4.1 Réduction à la source

La réduction à la source est une stratégie qui permet de réduire la masse, le volume et la toxicité d'un bien au moment de sa production, par des techniques de design ou manufacturières et par le réemploi de matières récupérées avant qu'il ne soit acheté, utilisé ou éliminé. On cherche ainsi à intervenir avant même que le produit ne devienne un déchet. La réduction à la source est aussi intimement liée à l'effort de la population qui, par l'utilisation de certaines matières récupérées et par l'encouragement de la consigne, retarde ainsi l'apparition du déchet.

La réduction à la source tient compte des préoccupations environnementales en s'harmonisant aux principes de conservation d'énergie et de protection de l'environnement. De plus, elle a une incidence directe sur le flot de déchets en encourageant toute forme de réemploi de matières, de produits ou de biens, autant chez le consommateur qu'en usine, et contribue à ce que le déchet ne se trouve pas dans la masse des déchets à éliminer.

La réduction à la source relève d'un souci de planification préventive intervenant principalement à trois moments distincts de la consommation. Premièrement, lors de la production, la réduction est tributaire de l'effort des industries manufacturières qui, pour leur part, doivent répondre aux besoins de marketing, à certaines forces économiques, aux goûts des consommateurs et aux exigences et normes du marché international. Deuxièmement, au moment de la consommation, la réduction à la source fait appel à l'engagement des consommateurs, autant au niveau du simple citoyen qu'à celui des industries, par leur changement volontaire de comportement à l'achat et par leurs actions au travail comme à la maison. Finalement, la réduction à la source après consommation est réalisée en retirant des déchets, par exemple, la matière organique dans le but de la transformer à domicile en compost (Défi déchets 1, 1991).

La réduction à la source n'est pas un enjeu facile à réaliser et à quantifier car elle est intimement liée à la production des industries manufacturières et aux habitudes

d'achat des consommateurs. C'est pourquoi la réduction à la source doit être le résultat des efforts conjugués des différents paliers de gouvernement, des industries, en vue d'une production plus respectueuse de l'environnement, et des consommateurs qui se devront d'être mieux informés des choix de consommation.

1.4.2 Réemploi

Le réemploi se définit comme une méthode de traitement qui assure le prolongement de la durée d'utilisation d'un bien, d'un produit ou d'une matière récupérée par une utilisation identique ou similaire sans modification substantielle de vocation. Un exemple est celui donné par les industries de la bière et des boissons gazeuses qui sont associées au réemploi des contenants à remplissage multiple. Cette pratique permet de prolonger la vie utile des contenants en les réutilisant, après récupération, traitement et remplissage.

Un exemple de pratique de réemploi s'apparentant de très près au principe de la réduction à la source est l'utilisation des couches de coton que l'on qualifie généralement de réutilisation mais qui pourrait aussi s'inscrire dans un mouvement de réduction à la source. Il est actuellement impossible de quantifier la réduction de masse ou de volume engendré par les efforts de réutilisation volontaires des citoyens et des entreprises. Mais il semble que cette réduction par le réemploi soit liée aux valeurs et comportements

individuels, au contexte socioculturel et économique et surtout à la conscience environnementale (Défi déchets 1, 1991).

1.4.3 Récupération

La récupération consiste à trier, collecter, transporter de façon discriminante des matières, dont les catégories ont été préalablement désignées en vue de leur réemploi, recyclage, compostage ou utilisation par d'autres technologies approuvées, et à les conditionner, si nécessaire, dans un centre de récupération prévu à cette fin. Son application permet de réduire les quantités de déchets à éliminer, de prolonger la durée de vie des lieux d'enfouissement et de protéger l'environnement.

Les organismes en charge de gérer la pratique de la récupération affirment, par l'instauration de collectes sélectives, leur engagement à réduire la masse des déchets et à atteindre les objectifs environnementaux envisagés. Leur principal objectif est de procurer un service de qualité aux citoyens, tout en impliquant et supportant les entreprises dans l'effort collectif. De plus, ils doivent s'assurer que les matières récupérées au moyen de la collecte sélective soient recyclées par des ententes avec des récupérateurs qui s'engagent à conditionner les matières dans un centre de tri et de récupération et à les diriger vers des recycleurs.

La récupération est déclenchée après la consommation. Elle peut prendre deux formes :

- Une récupération qui prévoit un tri préalable des matières chez le citoyen, suivi d'une collecte sélective visant à ramasser de façon discriminante les matières récupérables et à les concentrer en vue de leur transport vers un centre de tri et de récupération pour les conditionner.
- Une récupération qui ne prévoit pas de tri préalable pour séparer les matières récupérables des déchets, mais qui opte plutôt pour la collecte en vrac des déchets suivie d'un traitement dans un centre de tri-compostage[1] .

Le succès de la récupération se mesure en termes de participation et d'intérêt de la population. La tendance, autant aux États-Unis qu'au Canada, semble indiquer que les citoyens veulent faire leur part et que seul l'effort soutenu des citoyens peut permettre de récupérer des quantités appréciables de matières.

1.4.4 Recyclage

Le recyclage fait référence aux procédés industriels de transformation des matières récupérées en produits de consommation. Il représente la méthode de traitement qui consiste à réintroduire dans le circuit de la production les matières récupérées issues

[1] La technologie du tri-compostage est décrite dans le mémoire de Ratel (1997).

de la masse des déchets, en les transformant par des procédés industriels ou manufacturiers, et en les retournant sur le marché sous la forme de matières premières, de biens ou de produits de consommation.

Le recyclage a tendance à être confondu avec la récupération. En fait, le recyclage et la récupération sont complémentaires, car la qualité des matières récupérées détermine leur potentiel de recyclage et réciproquement, le développement de l'industrie du recyclage influence le potentiel de récupération des matières. Sans un approvisionnement constant de matières soutenu par la récupération, le recyclage est voué à l'échec. Le recyclage est donc très étroitement lié à son approvisionnement, mais il est aussi soumis aux marchés des matières recyclées. Les produits recyclés doivent donc, pour être compétitifs, être de qualité et de prix comparables à ceux fabriqués à partir de matières premières. Ce dernier point s'avère être la contrainte majeure pour les entreprises de recyclage.

Le succès du recyclage se reflète dans la prolifération d'entreprises de recyclage, le nombre de produits recyclés offerts sur les marchés et l'effort soutenu des citoyens pour s'en procurer. Mais étant une industrie en plein essor, elle est donc encore à la merci des contraintes techniques et technologiques, de la concurrence des marché mondiaux, des habitudes d'achat des consommateurs et des politiques d'approvisionnement des entreprises et institutions (Défi déchets 1, 1991).

1.4.5 Valorisation

Les matières constituant les déchets présentent un potentiel énergétique, agricole ou autre non négligeable. En effet, pour leur part, les installations de traitement et d'élimination peuvent, si elles sont gérées de manière adéquate, produire d'une façon sécuritaire de l'énergie sous différentes formes (méthane, vapeur, électricité, etc.), offrir une alternative énergétique fort importante et générer des revenus substantiels qui peuvent réduire les coûts défrayés par les citoyens pour le traitement et l'élimination des déchets. Il en va de même pour les centres de compostage qui permettent de valoriser la matière putrescible qui, enfouie, est à l'origine des biogaz.

La valorisation énergétique par incinération réduit le volume et la masse de déchets à éliminer et permet de prolonger la durée de vie des lieux d'enfouissement. La valorisation des biogaz émanant des lieux d'enfouissement permet, dans une certaine mesure, de corriger les erreurs du passé et de faire un contrôle des nuisances environnementales produites par la décomposition des matières putrescibles. La valorisation des résidus organiques par compostage prolonge aussi la durée de vie des lieux d'enfouissement, mais permet surtout de retirer la matière organique du flot des matières enfouies.

1.4.6 Élimination

Malgré tous les efforts actuels et à venir en vue de réduire le plus possible la masse de déchets à éliminer, l'enfouissement sanitaire demeurera un mode d'élimination qui fera partie d'un système de gestion intégrée des déchets et des résidus dans les années à venir. L'enfouissement sanitaire peut se définir comme une méthode planifiée de disposition des déchets au sol de manière à protéger au maximum l'environnement car, de nos jours, l'enfouissement sanitaire est caractérisé par la notion de contrôle. Le déchet doit rester isolé de l'environnement et ses sous-produits doivent être récupérés ou neutralisés afin de ne pas mettre en péril l'intégrité du site ou de l'environnement.

Les sous-produits résultant de l'enfouissement varient en importance et en toxicité en fonction de la nature des déchets enfouis. Ce sont le lixiviat, résultat de la percolation des eaux à travers la masse des déchets, et le biogaz, engendré par la décomposition des matières organiques enfouies, qui constituent les principaux sous-produits dont on doit assurer le captage, le traitement et, dans le cas où la production de biogaz est importante, la valorisation. D'un point de vue environnemental, l'enfouissement apparaît donc comme un mal nécessaire mais contrôlable, méritant une attention particulière et une réglementation stricte (Défi déchet 10, 1991).

1.5 Enjeux actuels

Des constats accablants et sans équivoque sont à l'origine de la préoccupation actuelle pour la gestion des déchets. Les Canadiens sont parmi les plus gros producteurs de déchets per capita au monde. Il faut mentionner à ce sujet que le Canada est, dans le secteur des déchets résidentiels, le deuxième plus important producteur après les États-Unis. Malgré une prise de conscience du problème par les citoyens, tout semble indiquer que notre production de déchets n'ait pas encore fléchi : au mieux elle demeure constante dans certaines régions. Le pourcentage de matières récupérées demeure faible. Même si une certaine amélioration s'est fait sentir au cours des dernières années, la masse de déchets à enfouir pose toujours des problèmes croissants. Les décisions des gestionnaires doivent maintenant tenir compte de trois grands enjeux majeurs qui caractérisent les préoccupations actuelles face à la gestion des déchets (BFI, 1992).

1.5.1 Enjeux environnementaux

Notre société de consommation et notre manière de disposer de nos résidus créent en premier lieu un problème d'accumulation des déchets dans les lieux d'enfouissement qui se remplissent rapidement. C'est ainsi que plusieurs sites sont sur le point d'atteindre leur capacité maximale, tandis que d'autres sont menacés de fermeture car ils ne répondent plus aux nouvelles normes environnementales. Dans son énoncé de politique

en matière de gestion intégrée des déchets, le MEF notait que « près de la moitié des lieux d'élimination ne respectent pas les normes de protection de l'environnement » (MEF, 1995).

Les dommages environnementaux pouvant émaner de l'enfouissement des résidus organiques et inorganiques sont les suivants :

- diffusion de biogaz découlant du long processus de décomposition des matières organiques ;
- écoulement de lixiviat polluant la nappe phréatique ;
- pollution des sols par les métaux lourds ; et
- pollution visuelle pour la population avoisinante.

Mais nous nous trouvons dans l'impossibilité de fermer certains sites, même s'ils ne respectent pas les normes environnementales, car aucune alternative à court terme ne semble rallier les gestionnaires, les citoyens et les environnementalistes. Pourtant cette contamination continue de menacer la santé publique et l'équilibre écologique de plusieurs milieux. Ce problème est empiré par la connaissance très approximative de la quantité et de la nature des déchets produits et enfouis au Québec. Nous ne savons presque rien des déchets industriels non dangereux ou des déchets domestiques dangereux enfouis. Nous connaissons également peu de chose sur les débris de démolition et de construction qui sont éliminés dans les dépôts de matériaux secs alors que leur potentiel de valorisation est énorme (BFI, 1992).

Pour leur part, les incinérateurs ne font pas l'unanimité. Certains affirment qu'ils ne représentent aucun danger pour l'environnement et la santé lorsque les normes sont respectées. D'autres soutiennent, par contre, que les normes environnementales ne sont pas assez sévères et que les rejets atmosphériques (dioxines, furannes et métaux lourds) constituent des polluants persistants, bioaccumulables, cancérigènes et mutagènes. Le procédé d'incinération concentre les substances polluantes dans les cendres volantes constituant le dixième des cendres générées, lesquelles représentent près du quart de la masse initiale des déchets.

Un autre enjeu environnemental important lié à la gestion des déchets est l'épuisement des ressources naturelles. Selon le rapport sur l'état de l'environnement au Canada, ce gaspillage de matières premières et d'énergie constitue le pire impact environnemental causé par notre gestion traditionnelle des déchets. En effet, l'absence de conservation des ressources accroît les coûts environnementaux par la pollution de l'air, de l'eau et du sol résultant des procédés d'extraction, de transformation et de fabrication (Défi déchet 10, 1991).

1.5.2 Enjeux sociaux

Les agents impliqués dans la gestion des déchets, soit les citoyens, les groupes environnementaux, les entreprises et les divers paliers gouvernementaux, vivent

présentement des différends, entretenus principalement par des sujets comme l'établissement ou l'agrandissement des lieux d'élimination et le transfert interrégional des résidus. Il n'y a pas, pour l'instant, de vision unificatrice sur ce que devrait être la gestion des déchets.

Les citoyens sont de plus en plus conscients des risques environnementaux associés à l'élimination des résidus. Les conflits liés à l'ouverture ou à l'exploitation des sites de traitement des matières résiduelles sont donc de plus en plus fréquents et virulents. C'est ainsi que les déchets se trouvent à être envoyés de plus en plus loin de leur lieu d'origine, comme c'est le cas en Outaouais où ils sont transportés sur près de 350 km avant d'être enfouis dans un site qui vit ses dernières heures (BFI, 1992).

Les groupes environnementaux, pour leur part, revendiquent une gestion qui soit plus respectueuse des écosystèmes, mais laissent au gouvernement le soin d'indiquer qui en défraiera les coûts. Quant aux propositions de gestion avancées par les entreprises privées, elles se heurtent de plus en plus à l'opposition populaire.

1.5.3 Enjeux économiques

Le Gouvernement du Canada évaluait en 1990 à près de 1,5 milliards de dollars les coûts annuels au pays associés à la cueillette, au transport et à l'élimination des

déchets. Une gestion des déchets axée sur la réduction et le recyclage pourrait amener certaines économies en diminuant les coûts d'enfouissement. Un apport économique positif peut également découler des investissements et des emplois créés dans l'industrie du recyclage. Mais en contrepartie, le recyclage implique des coûts élevés de cueillette et le contexte économique actuel compromet la capacité du contribuable d'assumer de tels coûts. De plus, l'utilisation de matières recyclées peut s'avérer onéreuse et générer de nouveaux problèmes environnementaux, comme c'est le cas avec les boues de désencrage émanant des usines de transformation du papier récupéré. Plusieurs reprochent l'absence d'études « coût-rendement » adéquates permettant aux décideurs d'opter pour des solutions plus efficaces sur le plan économique et environnemental (BFI, 1992).

Par ailleurs, la rentabilité économique et sociale des mesures de récupération et de recyclage est en grande partie liée à l'évolution des marchés des matières recyclables. Les difficultés que rencontrent plusieurs de ces marchés font en sorte qu'on ne peut s'attendre à un prix élevé pour ces matières. Il s'agit d'une situation très volatile qui pourrait évoluer rapidement avec l'organisation de nouveaux marchés et l'introduction de nouvelles technologies de traitement et de recyclage ou, inversement, elle pourrait péricliter si les autorités chargées de coordonner les efforts en matière de gestion des déchets ne s'entendent pas sur les grandes orientations que doit prendre la société de demain. Il faut également considérer que le marché de certaines matières récupérables est nord-américain, voire mondial, ce qui limite les possibilités de fixer un prix régional pour

ces produits. Par contre, on peut se demander quel sera l'impact sur les marchés des nouvelles décisions politiques comme celles concernant la teneur en matières recyclées dans la production de nouveaux produits. Les gouvernements peuvent donc jouer un rôle important dans le développement de nouveaux produits utilisant les matières récupérables, en favorisant la recherche et le développement dans ce secteur.

1.6 Approche systémique

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 alternative de développement doit donc être analysée soigneusement dans un système de gestion intégrée axé sur le principe des 4RV-E ainsi que les interrelations des choix technologiques et leurs impacts à court et long termes. On vise donc à exploiter une vue d'ensemble dans l'analyse des options d'un système : c'est ce qu'on qualifie d'approche systémique. Un exemple intéressant est l'impact qu'aurait la construction d'un incinérateur sur l'opportunité d'un centre de tri.

Au cours des années, les modèles de recherche opérationnelle se sont avérés des outils d'aide à la décision intéressants et très puissants pour résoudre les problèmes de

choix technologiques et de développement. De tels modèles sont déjà utilisés dans l'analyse prospective des choix et des décisions en gestion énergétique par exemple.

1.7 Description du problème global

Le problème global a été formulé par Berger, Savard et Wizere (1997) 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 où 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.

On doit 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.

Nous avons mis sur pied un modèle de programmation linéaire mixte afin de traiter ce problème. L'avantage de la programmation mathématique pour traiter ce genre de modèle « découle du fait qu'un grand nombre de stratégies peuvent être évaluées de façon régulière et cohérente selon plusieurs critères, fournissant ainsi au gestionnaire une meilleure information sur laquelle appuyer ses recommandations. » (Wilson, 1977).

1.8 Élaboration des objectifs

Ce mémoire s'inscrit dans le cadre de ce projet global de recherche qui s'étale sur plusieurs années. Dans la première phase du projet, l'objectif est de développer un modèle mathématique global d'analyse d'activités, et de l'expérimenter pour une région

spécifique. Le choix du système de base pour l'élaboration du modèle a été dicté par deux considérations majeures. Premièrement, comme la réglementation en matière de gestion des déchets au Québec est de nature municipale plutôt que régionale, nous avons choisi comme système de référence une municipalité : la Ville de Montréal[2]. Deuxièmement, en plus de nous être familière, cette municipalité nous offrait un accès à l'information, ce qui est non négligeable dans l'élaboration d'une base de données. Le modèle, à ce stade-ci, ne s'intéresse qu'aux flots de déchets résidentiels sous un critère économique de minimisation du coût actualisé total du système ou d'enfouissement minimum total.

La deuxième phase mettra l'accent 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 taille plus importante en des temps raisonnables. La troisième et dernière phase servira 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 l'usager éventuel.

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

[2] Ne pas confondre avec la Communauté Urbaine de Montréal ou l'Île de Montréal.

finalement, les marchés. Le présent mémoire s'inscrit dans la première phase du projet et s'intéresse à la première partie du système, soit les sources génératrices des déchets et les types de collectes.

Le premier objectif de ce mémoire est l'analyse du modèle et son amélioration en ce qui a trait aux sources génératrices et aux modes de collectes afin de le rendre cohérent avec la réalité montréalaise. Le modèle est en continuelle évolution et plusieurs modifications relatives à la modélisation des collectes ont été apportées et le seront encore. Dans la perspective d'une gestion intégrée des déchets, il apparaît essentiel de bien caractériser les modes de collectes en vigueur et ceux pouvant être implantés sur le territoire.

Le deuxième objectif de la présente étude est l'acquisition des données technico-économiques qui sont associées aux collectes retenues. Finalement, un dernier objectif consiste en une analyse d'impact des choix de différentes collectes applicables sur le territoire de la Ville de Montréal. Cette étape fondamentale permet d'expérimenter et de calibrer le modèle avec la réalité montréalaise.

Chapitre 2

Revue de la littérature

La gestion des déchets solides municipaux présente de nombreux défis, notamment au regard de sa modélisation dans un système d'aide à la décision. Nous examinons dans ce chapitre quelques-uns des modèles de gestion des déchets retrouvés dans la littérature, en excluant les modèles de tournées de véhicules pour la collecte d'ordures, car cette classe de modèles est relativement bien connue et a déjà fait l'objet de nombreuses études.

Les enjeux actuels de la gestion des déchets nous amènent à prendre en compte de nouvelles contraintes ; les modèles élaborés au cours des dernières années ont ainsi dû porter une attention spécifique aux relations qu'entretiennent entre elles les diverses installations de gestion des déchets. Nous présentons d'abord les modèles qui visent une gestion optimale de technologies de traitement des déchets, pour ensuite décrire les modèles les plus intéressants quant à la problématique plus étendue des systèmes de gestion des déchets. Ces modèles globaux sont répartis en deux groupes, les modèles avec un seul objectif et les modèles multicritères.

2.1 Modèles de gestion de technologies particulières

Un des problèmes auquel les grandes agglomérations doivent faire face est la hausse des frais de transport attribuable aux nouveaux sites d'enfouissement qui sont développés de plus en plus loin des villes. Quelques auteurs se sont intéressés au problème du transport des déchets et ont examiné la possibilité d'utiliser des centres de transbordement, lesquels permettraient dans certains cas de compacter les déchets, qui seraient ensuite transférés dans des véhicules adaptés au transport de longue distance. ***Yurteri et Siber (1985)*** ont ainsi proposé un modèle de transport effectuant l'affectation des déchets à des centres de transbordement, cherchant par le fait même à minimiser les coûts de transport des déchets depuis les sources génératrices jusqu'aux sites d'enfouissement. Dans le cadre de ce modèle, on prend pour acquis que les coûts de transport des déchets des centres de transbordement aux sites d'enfouissement sont connus. La résolution du modèle exige la comparaison des coûts qu'entraînent les différents scénarios correspondant aux différentes combinaisons de capacités des centres potentiels auxquels sont ajoutés les coûts de transport des centres aux sites d'enfouissement. Ce modèle ne peut donc être utilisé que dans les cas où il existe peu de sites pour le transbordement, ce qui limite considérablement son applicabilité.

Le modèle proposé par ***Kirca et Erkip (1988)*** vise un but similaire à celui du modèle de Yurteri et Siber (la minimisation des coûts de transport par la localisation des

centres de transbordement) dont il constitue une amélioration. Ce modèle classique de localisation d'installations avec capacité prend en considération les frais de transport entre le transbordement et l'enfouissement comme partie intégrante de l'objectif, et est résolu par une heuristique où varient le nombre maximal et les capacités des centres de transbordement. Le modèle de localisation avec coût fixe d'installation élaboré par ***Khan (1987)*** présente un objectif semblable au modèle de Kirca et Erkip, dont il se distingue en ce qu'il tient compte des coûts d'investissement et de traitement aux centres de transbordement et des coûts reliés à l'élimination aux sites d'enfouissement. Il introduit également une nouvelle contrainte, le respect des capacités des sites d'enfouissement, qu'ignoraient les précédents modèles. La méthode de résolution fait toutefois appel, comme le faisait déjà celle préconisée par Yurteri et Siber, à une approche d'énumération explicite pour ce qui est de l'étendue des capacités et autres propriétés des centres de transbordement.

Le modèle de ***Rahman et Kuby (1995)*** utilise une méthode de pondération pour présenter une approche multicritère de programmation mixte pour la localisation des centres de transbordement. Le modèle privilégie une solution de compromis dans le but de concilier deux objectifs conflictuels : la minimisation des coûts et la minimisation de l'opposition de la population, modélisée par une fonction décroissante de la distance avec la future installation. Il est à noter que plusieurs chercheurs ont utilisé un critère de maximisation de la distance comme mesure de procuration qui permet de minimiser

l'opposition. Le fait de chercher à modéliser cette opposition constitue indiscutablement un atout, mais exige une bonne compréhension à la fois théorique et empirique de la nature exacte de cette opposition.

L'intégration de nouvelles technologies dans nos modes de gestion traditionnels constitue un autre problème récent. Le modèle de programmation linéaire développé par ***Lund (1990)*** s'intéresse ainsi à la planification du recyclage, et tente de minimiser les coûts des diverses options de recyclage par rapport à la durée de vie d'un site d'enfouissement existant. ***Jacobs et Everett (1992)*** ont généralisé ce modèle 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 non seulement d'évaluer les effets du recyclage sur la durée d'existence des sites d'enfouissement, mais aussi d'allouer les budgets à chaque option pour chaque période.

D'autres chercheurs se sont attachés à résoudre les problèmes posés par l'exploitation optimale de certaines installations : ***Lund et al. (1994)*** ont notamment proposé un modèle de programmation linéaire qui cherche 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, pour une région donnée, le nombre, la capacité et la localisation d'installations de compostage, dans le but de minimiser les

coûts, en fonction de différents scénarios de coûts de collecte des matières organiques et de tarifs à l'enfouissement ; ***Andrews et al. (1991)***, enfin, se sont aussi intéressés au compostage, étudiant de manière plus spécifique ses différentes recettes (que l'on désigne quelquefois par les termes de «mélanges»). Leur modèle de programmation linéaire permet de déterminer les mélanges d'ingrédients les plus efficaces pour la fabrication de compost, spécifiant les quantités exactes de ces ingrédients, dans le but d'optimiser les profits par pile de compost.

Ces différents types de modèles proposent des solutions qui ignorent le contexte entourant l'utilisation de la technologie étudiée. Pour cette raison, ils conviennent moins bien à une approche de gestion intégrée des déchets, qui prend en compte les interrelations entre les différents éléments du système.

2.2 Modèles de gestion globale

Les modèles qui considèrent le problème plus global de la gestion des déchets ont pour objectif premier de mettre en relation les différentes possibilités technologiques dans un système de gestion des déchets, et sont, pour cette raison, de plus grande envergure - en ce qui a trait, notamment, au nombre des contraintes et des variables - que les modèles examinés précédemment. Dans le but de mieux comprendre l'objectif spécifique de

chacun de ces modèles, nous avons établi trois critères distinctifs : l'horizon d'étude, le niveau de planification et le type de fonction-objectif.

- ***Horizon d'étude*** : nous distinguons les modèles ***statiques***, qui s'appliquent à une planification sur une période donnée, des modèles ***dynamiques***, ces derniers visant une planification qui s'étale sur plusieurs périodes.
- ***Niveaux de planification*** : les modèles sont susceptibles d'agir sur deux niveaux, soit sur le niveau de planification tactique consistant en une gestion optimale de l'exploitation des installations et des ressources disponibles, alors que la planification stratégique prend en compte la construction et la localisation de nouvelles installations, ainsi que l'agrandissement d'installations existantes.
- ***Fonction-objectif*** : la fonction-objectif peut comprendre un ou plusieurs facteurs ; certains auteurs considèrent les coûts du système, alors que d'autres adoptent des approches multicritères, qui incorporent certains aspects environnementaux ou sociaux.

C'est ce dernier critère qui est à la base des deux sous-sections suivantes. Nous présentons d'abord les modèles possédant un objectif unique et ensuite les modèles multicritères.

2.2.1 Modèles à objectif unique

Gottinger (1991) propose un modèle dynamique qui touche à la fois à la planification tactique et stratégique des installations de traitement et d'enfouissement. Il opte pour une approche de discrétisation pour ce qui est des capacités des technologies et de l'objectif de minimisation des coûts du système qui est non-linéaire. Son modèle intègre plusieurs technologies et comprend une approximation linéaire des coûts de traitement. Le modèle lui-même est donc non linéaire, et l'algorithme de résolution doit avoir recours à des principes de programmation dynamique.

Le modèle de programmation mixte mis de l'avant par ***Chang et al. (1993)*** est aussi intéressant, en ce qu'il met en œuvre un grand nombre de technologies. La fonction-objectif vise à minimiser le coût total, lequel dépend des coûts de collecte, de transport, de construction et d'agrandissement des installations et de contrôle de la pollution dont sont retranchés les revenus issus de la vente des matières récupérées et la valeur résiduelle des installations. Le contrôle de la pollution correspond à la valeur monétaire que lui attribue la perception sociale. Ce modèle dynamique s'attaque donc à la planification stratégique et tactique d'un système de gestion considérable, mais présente des coûts de construction et d'expansion fixes, qui ne tiennent pas compte des économies d'échelle. L'évaluation financière de la nuisance environnementale pose également problème, en ce qu'elle est difficilement quantifiable.

Hsieh et Ho (1993) ont développé un modèle linéaire avec horizon statique qui prend la forme d'un système d'affectation de flots à l'intérieur d'un réseau. L'objectif est de minimiser les coûts reliés au traitement, à l'enfouissement et au transport des déchets. Pour découvrir le coût unitaire de traitement d'une technologie donnée, les auteurs associent à une capacité initiale un coût fixe de traitement équivalent aux coûts de construction, d'opération et de maintenance, qu'ils diminuent des revenus prévisibles. Notons que cette méthode de calcul peut facilement entraîner la sous-utilisation des installations. Hsieh et Ho suggèrent donc d'étudier les solutions obtenues à partir du coût de traitement calculé et d'observer l'écart entre les capacités établies par ces solutions et les capacité initiales postulées. Dans le cas où l'écart est trop important, les coûts de traitement devront être ajustés en fonction des opérations à chacune des installations. Cette approche présente donc une méthode relativement peu efficace.

Dans leur modèle de programmation mixte, ***Baetz et Neebe (1994)*** envisagent l'affectation des flots de matières à des centres de tri ou d'incinération avec récupération comme une alternative à l'enfouissement, visant ainsi à minimiser les coûts reliés au tri, à l'incinération et à l'enfouissement des déchets. L'objectif tient également compte des revenus issus de la vente des matières et de l'électricité sur différents marchés. Ce modèle dynamique connaît cependant certaines limites, notamment en ce qui concerne le nombre restreint de technologies envisagées, ainsi qu'au plan stratégique, puisqu'il ne considère que l'ouverture possible d'un seul autre site d'enfouissement.

Le modèle dynamique de programmation linéaire développé par ***Everett et Modak (1996)*** a ceci de particulier qu'il introduit des flots agrégés et désagrégés de matières. Il offre également la possibilité de procéder à des collectes sélectives mutuellement disjointes associées aux différentes sources productrices de déchets. Sa fonction-objectif minimise les coûts des collectes, du transport et de l'exploitation des installations, dont sont soustraits les revenus tirés de la vente de compost, d'énergie et de matières recyclables. Il s'agit essentiellement d'un modèle de planification tactique, puisqu'il ne tient pas compte de la possibilité d'implanter de nouvelles installations de traitement.

Le tableau 2.1 récapitule les principales caractéristiques retrouvées dans chacun des précédents modèles.

Tableau 2.1 Caractéristiques des modèles à objectif unique

Auteur	***Année***	***Horizon***		***Planification***	
		Dynamique	*Statique*	*Tactique*	*Stratégique*
Gottinger	1991	✘		✘	✘
Chang	1993	✘		✘	✘
Hsieh	1993		✘	✘	
Baetz	1994	✘		✘	✘
Everett	1996	✘		✘	

2.2.2 Modèles multicritères

Le modèle développé par ***Shekdar et al. (1992)*** s'applique à la planification à long terme d'un système de gestion des déchets où existent déjà des installations en

opération. Le modèle suppose qu'au début de chaque période la prévision financière, le nombre et l'affectation des véhicules de collecte et de transport, de même que les capacités des installations de traitement et des sites d'enfouissement, sont connus. L'objectif est de minimiser selon un certain ordre de priorité, c'est-à-dire lexicographiquement, la quantité de déchets non collectés, le dépassement et la sous-utilisation des prévisions budgétaires, ainsi que la sous-utilisation des centres de transbordement, des sites d'enfouissement et des véhicules servant à la collecte et au transport. Ce modèle dynamique de planification tactique est désigné du nom de «Goal Programming Problem».

Dans la foulée du modèle de Shekdar, celui de ***Sudhir et al. (1996)*** propose un problème de programmation non linéaire à objectif lexicographique qui minimise les déviations par rapport aux prévisions. Le modèle considère les critères suivants : les déchets non ramassés, l'enfouissement, le budget, l'utilisation des véhicules, les revenus tirés de la vente des matières recyclables, en plus de tenir compte d'un facteur social. Il a été conçu pour répondre spécifiquement aux besoins de la République de l'Inde, pays en voie de développement. Ce modèle se distingue de celui proposé par Shekdar par ce qu'il prend en compte le facteur social qui vise à minimiser l'impact qu'a la collecte des ordures sur les recycleurs itinérants. Une des solutions mises de l'avant par ce modèle suggère ainsi de ne ramasser que 80% des déchets pour minimiser cet impact. Un tel

modèle présente un intérêt certain pour les pays en voie de développement, mais demeure difficilement adaptable au contexte nord-américain.

Pour leur part, ***Caruso et al. (1993)*** nous proposent une avenue intéressante en ce qui a trait à la gestion des déchets. Ils divisent d'abord la zone étudiée en plusieurs régions, chacune de ces régions pouvant accueillir une seule installation de traitement. Leur modèle de programmation mixte ne retient que trois technologies : le tri, le compostage et l'incinération, auxquelles sont associées certains coûts fixes d'installation. Ce modèle vise un objectif multicritère, qui comprend la minimisation des coûts économiques, des impacts environnementaux et de la quantité de déchets enfouis. La répartition des différentes installations potentielles sur le territoire et l'approche multicritère privilégiée sont certes intéressantes, cependant la modélisation des coûts est peu conforme à la réalité, et la technique de résolution de problème utilisée repose sur des méthodes heuristiques.

Pour remédier au problème d'évaluation monétaire des nuisances environnementales retrouvé dans le précédent modèle de Chang et al. (1993), ***Chang et Wang (1996)*** ont proposé une approche multicritère, où quatre objectifs sont visés : la minimisation des coûts économiques, des nuisances sonores, de la pollution de l'air et des désagréments découlant du trafic. Le modèle est pour le reste très similaire au précédent.

Le tableau 2.2 présente un sommaire des principales caractéristiques des précédents modèles multicritères.

Tableau 2.2 Caractéristiques des modèles à objectif multicritère

Auteur	***Année***	***Horizon***		***Planification***	
		Dynamique	*Statique*	*Tactique*	*Stratégique*
Shekdar	1992	✘		✘	
Sudhir	1996		✘	✘	
Caruso	1993		✘	✘	✘
Chang	1996	✘		✘	✘

Chapitre 3

Présentation du modèle Eugène

Le modèle dynamique de programmation linéaire mixte pour la planification tactique et stratégique d'un système de gestion des déchets conçu au GERAD a été baptisé Eugène, en l'honneur d'Eugène René Poubelle qui, par l'arrêté du 7 mars 1884 alors qu'il était préfet de la Seine, obligea les propriétaires à mettre à la disposition de leurs locataires un ou plusieurs récipients communs destinés à recevoir les ordures : la poubelle.

Ce chapitre présente en premier lieu les caractéristiques distinctives d'Eugène par rapport aux modèles qui ont été abordés au chapitre 2 pour ensuite exposer la structure mathématique d'une version légèrement simplifiée d'Eugène. Ce chapitre s'appuie sur un article écrit par Berger, Savard et Wizere (1997).

3.1 Attributs du modèle

Cette section explique les caractéristiques distinctives importantes du modèle Eugène qui ont été proposées pour traiter le problème défini au chapitre 1. Ces caractéristiques se veulent être des améliorations par rapport à celles des autres modèles de gestion des déchets.

Toutefois avant de les aborder, il est utile, pour mieux visualiser le problème, de définir un système de référence représentant un cas type d'un système de gestion des déchets.

3.1.1 Système de référence

Dans une optique très globale, nous pouvons définir le système de référence comme étant formé de trois parties maîtresses :

- les sources génératrices de déchets ;
- les sites potentiels pouvant accueillir des installations de gestions des déchets ; et
- les marchés où peuvent être vendus les produits découlant des procédés de traitement.

Chaque source génératrice représente un noeud source, d'où émanent des flots de déchets. Les sites potentiels sont les noeuds intermédiaires où transitent les déchets et les noeuds représentant les marchés sont des noeuds puits.

A priori nous pouvons imaginer des flots partant de toutes les sources, se dirigeant vers tous les sites potentiels, des flots entre tous les sites potentiels, puis de tous les sites potentiels vers les marchés. Nous pourrions aussi imaginer des flots partant directement des sources vers les marchés, car il est possible de vendre des collectes sélectives spécialisées de matières à des compagnies de récupération. La figure 3.1 montre le système de référence global.

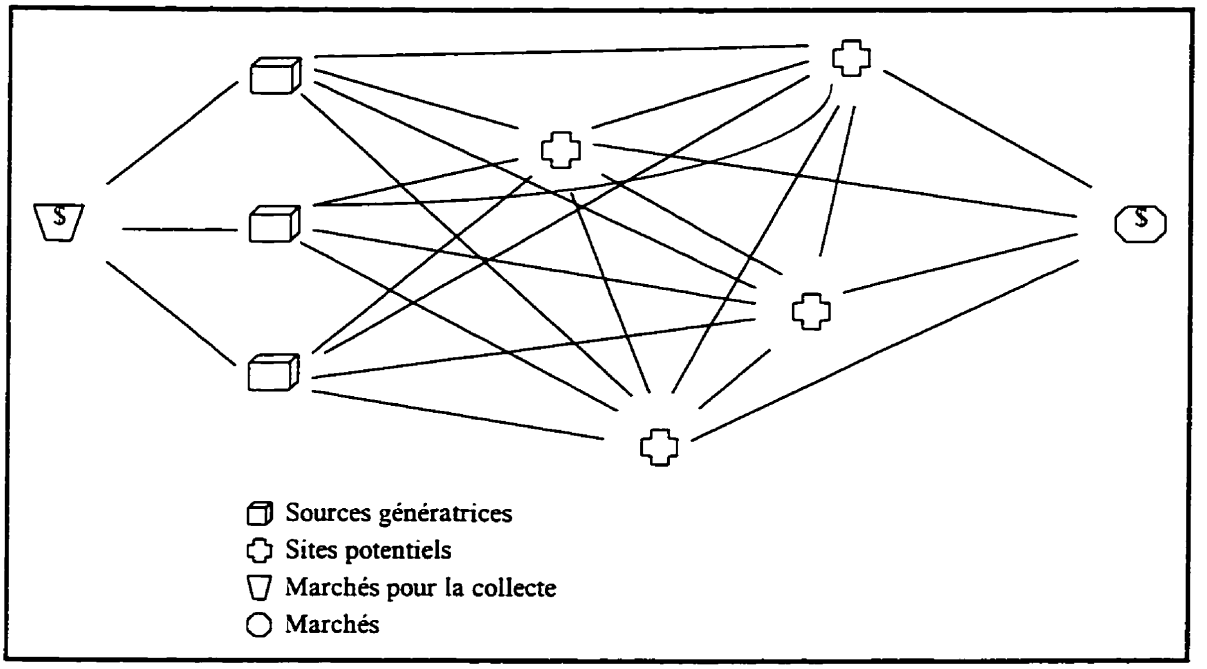


Figure 3.1 Système de référence global

Le système de référence de la figure 3.1 représente l'ensemble des possibilités admises par le modèle Eugène. De plus, comme le modèle est dynamique, ayant ainsi comme objectif de traiter les flots de matières sur plusieurs périodes, les décisions d'une période peuvent influencer les flots de matières des prochaines périodes. Ceci a pour avantage de permettre à l'usager de faire varier les données et les paramètres pour chaque période.

3.1.1.1 Flots agrégés et désagrégés

Le modèle comprend des flots agrégés et désagrégés. Les flots quittant les sources sont agrégés. Ils représentent les collectes sélectives et le flot des ordures. Ces flots, présentés à la figure 3.2, peuvent être envoyés à chaque site et aux marchés.

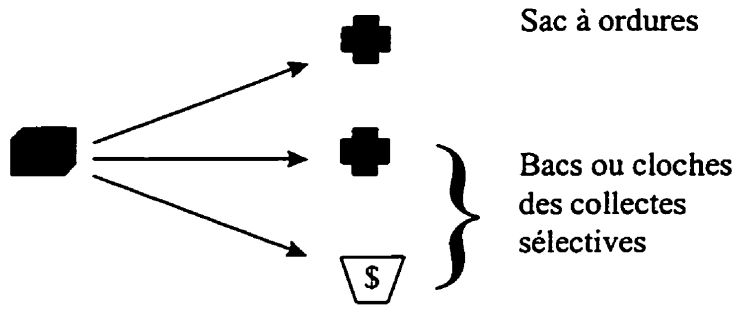


Figure 3.2 Flots agrégés

Les installations qui reçoivent et traitent les flots agrégés les convertissent en un ou plusieurs flots de matières quittant les sites. Par exemple, un centre de tri recevant les flots agrégés des collectes sélectives de matières recyclables sépare ceux-ci en flots de matières individuelles (papiers, cartons, PEHD, etc.) quittant ce site. Ainsi les flots sortant d'un site sont toujours désagrégés et se dirigent vers d'autres sites ou vers des marchés. La figure 3.3 montre le cheminement des flots désagrégés dans le système.

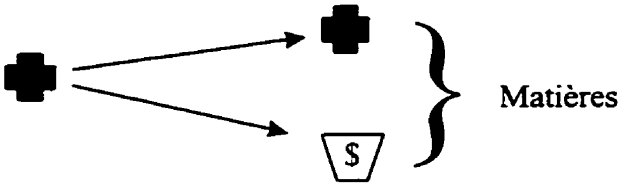
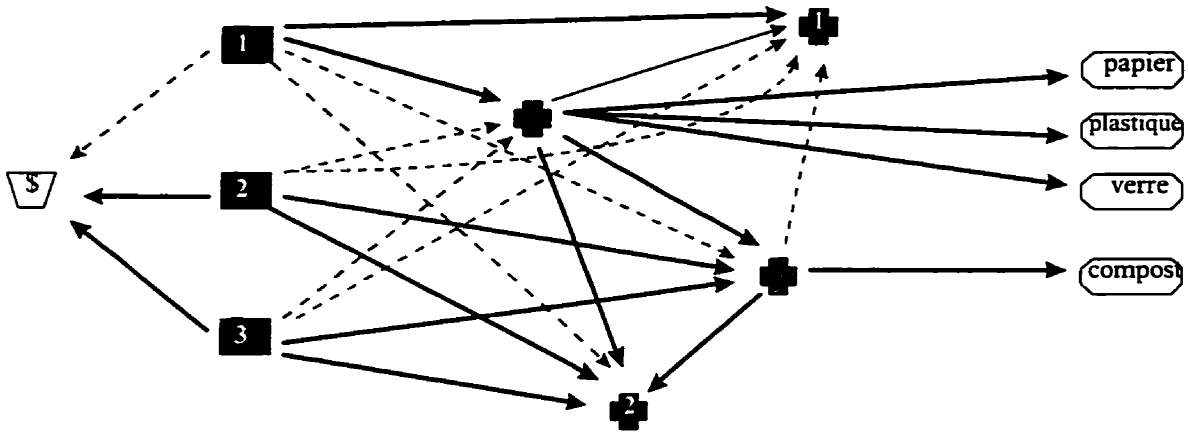


Figure 3.3 Flots désagrégés

Il est maintenant intéressant de reconsidérer la figure 3.1 et de lui appliquer un exemple concret avec des flots agrégés de collectes sélectives et d'ordures standards et des flots désagrégés de matières entre les installations et les marchés. Il faut remarquer que les paramètres associés à l'enfouissement font de ces sites des noeuds puits, c'est-à-dire que la technologie accepte des intrants mais ne génère pas d'extrants. Il n'est cependant pas exclu d'adapter les paramètres pour que des flots puissent sortir de ces installations. Un exemple de flot pouvant sortir de ces sites serait le « biogaz » pouvant être acheminé vers une centrale de valorisation des biogaz. La figure 3.4 présente le système de référence avec un ensemble de flots possibles entre les sources, les installations et les marchés. Les arcs foncés montrent un cheminement réalisable des flots dans le système tandis que les arcs pointillés sont des arcs admissibles inutilisés.



Sources génératrices : 1, 2 et 3
Sites potentiels : enfouissement: 1 et 2, centre de tri, compostage
Marchés pour la collecte sélective des matières recyclables
Marchés papier, plastique, verre et compost

Figure 3.4 Flots dans un système

D'une part, les flots agrégés dans le système sont :

- bac de récupération de la source 1 vers le centre de tri ;
- sac à ordures résiduelles de la source 1 vers le site d'enfouissement 1 ;
- bac de récupération des sources 2 et 3 vers un marché acceptant les bacs ;
- bac de matières organiques des sources 2 et 3 vers un centre de compostage ;
- sac à ordures résiduelles des sources 2 et 3 vers le site d'enfouissement 2.

D'autre part, les flots désagrégés sont :

- métal du centre de tri vers le site d'enfouissement 2;
- papier, plastique et verre du centre de tri vers leurs marchés respectifs ;
- papier résiduel du centre de tri vers le centre de compostage ;

- compost du centre de compostage vers le marché ; et
- résidu du centre de compostage vers le site d'enfouissement 2.

Évidemment cette figure n'est introduite ici qu'à titre d'exemple et ne présente que les flots d'une seule période.

Le lecteur étant maintenant plus familier avec l'approche conceptuelle du système de référence, il devient alors plus facile de comprendre les autres attributs du modèle ainsi que l'ensemble des contraintes et paramètres à la base de celui-ci.

3.1.2 Collectes

La région étudiée doit être segmentée en un nombre de sources relativement homogènes par rapport à leurs taux de génération de déchets. L'usager décide du nombre de sources. À chacune des sources est définie, par l'usager, 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'usager. 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 choisit une seule 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).

3.1.3 Sites accueillant les technologies

Une fois collectées, les matières recyclables, les matières organiques et les ordures, 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'usager 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 une technologie particulière. Ces modèles ne peuvent qu'établir 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 quelle utilisation (en autant qu'elle soit possible). Ainsi, Eugène établit si le site a besoin d'être développé, du type de technologie qui y sera construit et du plan des expansions de capacité. Mais chaque site ne peut accueillir qu'une seule technologie.

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 à l'aide d'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 concave d'investissement 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 approximons 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 débourser 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'usager détermine le nombre de morceaux linéaires pour chaque technologie. La figure 3.5 montre une fonction concave approximée par trois morceaux linéaires.

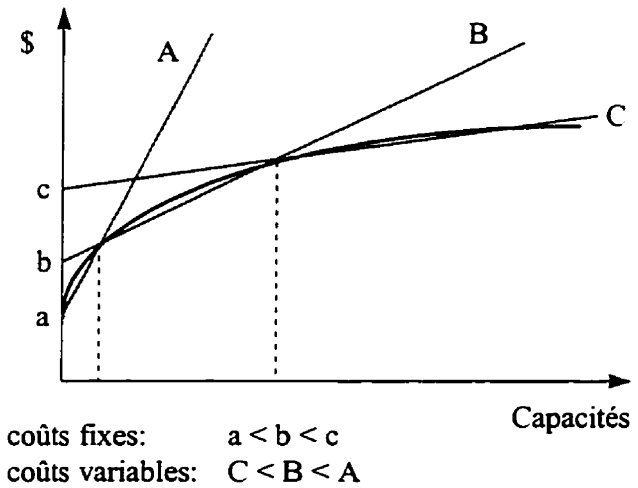


Figure 3.5 Fonction concave approximée par 3 morceaux linéaires

3.1.6 Caractéristiques des collectes sélectives

Comme il existe deux sortes de flots, 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 déchets en vrac ou bien mélangés selon certaines proportions avec des boues d'épuration (constituant ainsi une recette mixte de flots agrégé et désagrégé). Une grande flexibilité est ainsi possible dans la description de chaque technologie.

Comme l'indiquait la figure 3.4, des 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.

3.1.7 Enfouissement

Chacun des sites d'enfouissement existants ou potentiels est caractérisé par une liste de matières admises pouvant y être enfouis. 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.

3.1.8 Marchés

Les marchés peuvent être définis pour quelques ou toutes les matières et collectes sélectives. Chacun des marchés est décrit par une courbe concave de prix en fonction de la quantité, laquelle courbe est représentée par une approximation linéaire par morceaux avec autant de segments linéaires que le demande l'usager. Chaque segment est caractérisé par un prix spécifique et par une borne supérieure sur la demande du produit pouvant être vendu à ce prix.

3.1.9 Importations de matières

Comme pour les marchés de ventes des matières, il est aussi possible d'importer des matières dans le système. Les prix pour ces matières sont aussi approximés par des fonctions concaves linéaires par morceaux. Ces importations sont utilisées, par exemple, pour compléter certaines recettes de compostage ou pour représenter des flots externes de matières entrants dans le système. Cette possibilité d'importation est une amélioration par rapport au modèle présenté dans le mémoire de Live (1997).

3.2 Contraintes du modèle

Nous présentons d'abord 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 :

$$\text{minimiser} \sum_i d_i X_i + \sum_j e_j Z_j$$

sujet à

$$\sum_i a_{ki} X_i + \sum_j b_{kj} Z_j \begin{Bmatrix} \leq \\ = \\ \geq \end{Bmatrix} c_k, \forall k$$

$$X_i \geq 0, \forall i \quad \text{et } Z_j \in \{0,1\}, \forall j.$$

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 continues X_i et binaires 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 :

Mat : liste de toutes les matières incluses dans le modèle

Compost : sous-ensemble de *Mat* contenant tous les types de composts, selon leurs degrés de qualité

Cendre: sous_ensemble de *Mat* contenant tous les types de cendres produites par les incinérateurs

Energie : ensemble des flots d'énergie inclus dans le modèle

Src : liste de toutes les sources génératrices de déchets

Col_sel : liste de toutes les collectes sélectives de matières recyclables et/ou organiques

Combin : liste de toutes les combinaisons de collectes sélectives

Prc : liste de tous les procédés de traitement et d'élimination

Centre_tri : sous-ensemble de *Prc* contenant les technologies de tri

Incinération : sous-ensemble de *Prc* contenant les technologies d'incinération

Tri_comp : sous-ensemble de *Prc* contenant les technologies de tri-compostage

Enfouis : sous-ensemble de *Prc* contenant les technologies d'enfouissement

Site : liste de toutes les localisations où une technologie peut être installée

Import : liste des sources pour l'importation de matières

Mar : liste de tous les marchés de matières et/ou de collectes sélectives

Liens : liste de toutes les paires valides d'origines et de destinations ; il s'agit d'un sous-ensemble de : $(Import \times Site) \cup (Import \times Mar) \cup (Src \times Site) \cup (Src \times Mar) \cup (Site \times Site) \cup (Site \times Mar)$.

Notez que les ensembles *Tri*, *Incin*, *Tri_comp* et *Enf* sont mutuellement exclusifs.

D'autres ensembles seront également introduits et définis au fur et à mesure qu'ils apparaîtront dans les contraintes et les fonctions-objectifs. Lorsque cela a été possible, 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'usager. 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 précédemment. 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.

$$\sum_{comb \in Comb[src]} COMB[src, comb, t] + COMB[src, "vide", t] = 1 \qquad \forall src \in Src, \forall t \in \{1, \ldots, T\} \quad (1)$$

$$Q_CS[src,comb,col,t] = q[src,t] \times frac[src,comb,col,t] \times COMB[src,comb,t]$$
$$\forall src \in Src, \forall comb \in Comb[src], \forall col \in Col[comb], \forall t \in \{1,\ldots,T\} \quad (2)$$

$$Q_SV[src,comb,t] = q[src,t] \times COMB[src,comb,t] - \sum_{col \in Col[comb]} Q_CS[src,comb,col,t]$$
$$\forall src \in Src, \forall comb \in Comb[src], \forall t \in \{1,\ldots,T\} \quad (3)$$

$$Q_SV[src,"vide",t] = q[src,t] \times COMB[src,"vide",t] \qquad \forall src \in Src, \forall t \in \{1,\ldots,T\} \quad (4)$$

où

T est le nombre de périodes de temps ;

Comb[src] $\subseteq$ *Combin* est la liste de toutes les combinaisons non vides 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 *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'usager) ;

Col[comb] est la liste des collectes sélectives associées à la combinaison *comb* ;

Q_SV[src,comb,t] ≥ 0 est la quantité annuelle (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] ≥ 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 d'ordures et des collectes sélectives aux sites

Les contraintes suivantes assurent que les ordures, les matières recyclables et organiques collectées à chacune des sources sont transportées soit à des sites pour traitement ou pour élimination, soit à des marchés. Il est aussi possible d'importer des matières de l'extérieur du système. En d'autres termes, ceci signifie que des matières générées à l'extérieur des limites géographiques du système ou par d'autres sources peuvent être traitées ou éliminées dans le système.

$$\begin{aligned}
&\sum_{comb \in Comb_sc[src,col]} Q_CS[src,comb,col,t] = \sum_{dest \in Site_tri} FLOT_CS_TRI[src,col,dest,t] + \\
&\sum_{dest \in Site_incin} FLOT_CS_INCI[src,col,dest,t] + \sum_{dest \in Site} FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] + \\
&\sum_{dest \in Site_enf_adm} FLOT_CS_ENF[src,col,dest,t] + \sum_{mar \in Marché[col]} FLOT_CS_MAR[col,src,mar,t] \\
&\forall src \in Src, \forall col \in Col_s[src], \forall t \in \{1,\ldots,T\}
\end{aligned} \tag{5}$$

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

$$IMP[mat,imp_s,t] = \sum_{\substack{trn \in Trn_Int: \\ mat \in Transp_Mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} FLOT_M[trn,mat,imp_s,dest,t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} FLOT_MENF[trn,mat,imp_s,enf,t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_MM[trn,mat,imp_s,mar,t] \end{array} \right) \quad (7)$$

$$\forall mat \in Mat, \forall imp_s \in Import[mat], \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] \leq M \times \sum_{tri \in Tri[site]} EXIST_P[site,prc,t] \quad (8)$$

$$\forall site \in Site_tri, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \left(\begin{array}{l} \sum_{col \in Col_s[src]} FLOT_CS_INCI[src,col,site,t] \\ + \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} FLOT_SV_INCI[src,comb,site,t] \end{array} \right) \leq M \times \sum_{inc \in Inc[site]} EXIST_P[site,inc,t] \quad (9)$$

$$\forall site \in Site_incin, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} FLOT_SV_TRICOM[src,comb,site,t] \leq$$
$$M \times \sum_{tricom \in Tricom[site]} EXIST_P[site,tricom,t] \qquad \forall site \in Tricom, \forall t \in \{1,\ldots,T\} \quad (10)$$

$$\sum_{src \in Src} \left(\begin{array}{l} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}: \\ site \in Site_enf_adm[src,comb,t]}} FLOT_SV_ENF[src,comb,site,t] \\ + \sum_{\substack{Col \in Col_s: \\ site \in Site_enf_adm[src,comb,t]}} FLOT_CS_ENF[src,col,site,t] \end{array} \right)$$
$$\leq M \times \sum_{prc \in Enf[site]} EXIST_P[site,prc,t] \quad (11)$$

$$\forall site \in Site_enf, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} \begin{pmatrix} \delta_{INC}[site] \times FLOT_CS_INCI[src,col,site,t] \\ +FLOT_CS_VRAC[src,col,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,col,site,t] \times FLOT_CS_ENF[src,col,site,t] \end{pmatrix}$$

$$+ \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} \begin{pmatrix} \delta_{INC}[site] \times FLOT_SV_INCI[src,comb,site,t] \\ +\delta_{TRICOM}[site] \times FLOT_SV_TRICOM[src,comb,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,comb,site,t] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,site,t] \\ +FLOT_SV_AUTRE[src,comb,site,t] \end{pmatrix} \quad (12)$$

$$\leq M \times \left(1 - \sum_{tri \in Tri[site]} EXIST_P[site,tri,t]\right)$$

$$\forall site \in Site_tri, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} \begin{pmatrix} \delta_{TRI}[site] \times FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] \\ +FLOT_CS_VRAC[src,col,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,col,site,t] \times FLOT_CS_ENF[src,col,site,t] \end{pmatrix}$$

$$+ \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} \begin{pmatrix} \delta_{TRICOM}[site] \times FLOT_SV_TRICOM[src,comb,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,comb,site,t] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,site,t] \\ +FLOT_SV_AUTRE[src,comb,site,t] \end{pmatrix} \quad (13)$$

$$\leq M \times \left(1 - \sum_{inc \in Inc[site]} EXIST_P[site,inc,t]\right)$$

$$\forall site \in Site_inc, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} \begin{pmatrix} \delta_{TRI}[site] \times FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] \\ +\delta_{INCI}[site] \times FLOT_CS_INCI[src,col,site,t] \\ +FLOT_CS_VRAC[src,col,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,col,site,t] \times FLOT_CS_ENF[src,col,site,t] \end{pmatrix}$$

$$+ \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} \begin{pmatrix} \delta_{INCI}[site] \times FLOT_SV_INCI[src,comb,site,t] \\ +\delta_{ENF}[src,comb,site,t] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,site,t] \\ +FLOT_SV_AUTRE[src,comb,site,t] \end{pmatrix} \quad (14)$$

$$\leq M \times \left(1 - \sum_{tricom \in Tricom[site]} EXIST_P[site,tricom,t]\right)$$

$$\forall site \in Site_tricom, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} \begin{pmatrix} \delta_{TRI}[site] \times FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] \\ +\delta_{INCI}[site] \times FLOT_CS_INCI[src,col,site,t] \\ +FLOT_CS_VRAC[src,col,site,t] \end{pmatrix}$$

$$+ \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} \begin{pmatrix} \delta_{INCI}[site] \times FLOT_SV_INCI[src,comb,site,t] \\ +\delta_{TRICOM}[site] \times FLOT_SV_TRICOM[src,comb,site,t] \\ +FLOT_SV_AUTRE[src,comb,site,t] \end{pmatrix} \quad (15)$$

$$\leq M \times \left(1 - \sum_{enf \in Enf[site]} EXIST_P[site,enf,t]\right)$$

$$\forall site \in Site_enf, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

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 ;

Site_inc $\subseteq$ *Site* est l'ensemble des lieux pouvant accueillir un incinérateur ;

Site_tricom $\subseteq$ *Site* est l'ensemble des lieux pouvant accueillir un centre de tri-compostage ;

Site_enf $\subseteq$ *Site* est l'ensemble des lieux pouvant accueillir l'enfouissement ;

FLOT_CS_TRI[src,col,des,t] ≥ 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_INCI[src,col,des,t] ≥ 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 incinérées ;

FLOT_CS_ENF[src,col,des,t] ≥ 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 y être enfouies ;

FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] ≥ 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] ≥ 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_INCI[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 incinérées ;

FLOT_SV_TRICOM[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 tri-compostées ;

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 ;

FLOT_SV_AUTRE[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 (par une technologie n'appartenant pas aux ensembles *Tri, Incin, Tricom et Enf*) ;

Site_enf_adm[src,col_ou_comb,t] $\subseteq$ *Site* est l'ensemble des lieux où les ordures collectées et les collectes sélectives de la source *src* $\in$ *Src* par la combinaison ou collecte *comb_ou_col* peuvent être enfouies à la période *t* ;

IMP*[mat,imp_s,t]* $\geq$ 0 est la quantité annuelle (en tonnes) de matières *mat* importées des sources d'importation *imp_s* à la période *t* ;

Trn_int est la liste des moyens de transport pouvant être utilisés pour transporter les matières importées et les extrants des technologies ;

Transp_Mat[trn] est la liste des matières de l'ensemble *Mat* pouvant être transportées par le moyen de transport *trn* ;

FLOT_M[trn,mat,imp_s,dest,t] ≥ 0 est le flot annuel (en tonnes) de matières *mat* transportées par le mode *trn* de la source d'importation *imp_s* à la destination *dest* pour traitement à la période *t* ;

FLOT_MENF[trn,mat,imp_s,enf,t] ≥ 0 est le flot annuel (en tonnes) de matières *mat* transportées par le mode *trn* de la source d'importation *imp_s* au site d'enfouissement *enf* à la période *t* ;

FLOT_MM[trn,mat,imp_s,mar,t] ≥ 0 est le flot annuel (en tonnes) de matières *mat* transportées par le mode *trn* de la source d'importation *imp_s* au marché *mar* à la période *t* ;

Enf_m[mat,t] est l'ensemble des sites où la matière *mat* peut être enfouie à la période *t* ;

Import[mat] $\subseteq$ *Import* est l'ensemble des sources d'importation pour la matière *mat* ;

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

δ_{INCI} *[site]* est un coefficient qui vaut 1 si *site* $\in$ *Site_inc*, et 0 autrement ;

δ_{TRICOM} *[site]* est un coefficient qui vaut 1 si *site* $\in$ *Site_tricom*, et 0 autrement ;

$\delta_{ENF}[site,src,col_ou_comb,t]$ est un coefficient qui vaut 1 si $site \in Site_enf_adm[src,col_ou_comb,t]$, et 0 autrement ;

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

$Inc[site] \subseteq Incinération$ est l'ensemble des technologies d'incinération disponibles au lieu $site \in Site$;

$Tricom[site] \subseteq Tri_comp$ est l'ensemble des technologies de tri-compostage disponibles au lieu $site \in Site$;

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

$EXIST_P[site,prc,t]$ 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; et

M est une très grande constante ;

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, traitées en vrac (c'est-à-dire compostées, incinérées, etc.) ou même enfouies. Cette option a été considérée dans le modèle dans le but d'offrir un débouché pour les collectes excédentaires. Étant donné que les centres de tri, d'incinération et d'enfouissement ont des modélisations particulières et qu'un site peut contenir *a priori* n'importe quelle

technologie de traitement et d'élimination, il est nécessaire de générer plusieurs ensembles de variables représentant les flots de collectes sélectives des sources aux sites (*FLOT_CS_TRI*, *FLOT_CS_INCI*, *FLOT_CS_ENF* et *FLOT_CS_VRAC*). N'importe quelle technologie de traitement, autre que les centres de tri, l'incinération et l'enfouissement, peut recevoir et traiter les collectes sélectives en vrac.

Les contraintes (6) affectent les collectes de déchets aux différents sites accueillant des technologies d'incinération, de tri-compostage, d'enfouissement ou de traitement en vrac des déchets. Comme plusieurs classes de technologie existent, possédant chacune une modélisation particulière, il faut donc considérer plusieurs types de flots pour ces déchets. Les contraintes (7) affectent les matières importées aux différentes installations.

Nous verrons plus loin qu'une seule technologie de traitement ou d'enfouissement peut être installée sur un site. En d'autres termes, il est impossible d'avoir simultanément des valeurs positives pour les variables *FLOT_CS_TRI*, *FLOT_CS_INCI*, *FLOT_CS_ENF*, *FLOT_CS_VRAC*, *FLOT_SV_TRICOM*, *FLOT_SV_INCI*, *FLOT_SV_ENF* et *FLOT_SV_ENF* sur un site en particulier. Par exemple, si un incinérateur est construit sur un site, alors seulement les variables de flots associées aux collectes *FLOT_CS_INCI* et *FLOT_SV_INCI* peuvent prendre des valeurs positives. Ainsi, nous avons les contraintes (8)-(11) qui obligent la nullité des flots de collectes

associées à une technologie non installée sur un site. Les contraintes (12)-(15) complètent les précédentes en forçant la nullité des flots de collectes non employées par un certain type de technologie sur un site particulier.

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.

$$\sum_{prc \in Proc[site]} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ mat \in Int[prc,mode]}} input[mat,prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t]$$
$$= \sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{\substack{orig \in Site: \\ orig \neq site}} FLOT_II[trn,mat,orig,site,t] \\ + \sum_{imp_s \in Import[mat]} FLOT_M[trn,mat,imp_s,site,t] \end{array} \right) \quad (16)$$
$$\forall mat \in Mat, \forall site \in Site, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{prc \in Proc[site]} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ comb \in Int[prc,mode]}} input[comb,prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t]$$
$$= \sum_{\substack{src \in Src: \\ comb \in Comb[src]}} \left(\begin{array}{l} \delta_{INCI}[site] \times FLOT_SV_INCI[src,comb,site,t] \\ +\delta_{TRICOM}[site] \times FLOT_SV_TRICOM[src,comb,site,t] \\ +FLOT_SV_AUTRE[src,comb,site,t] \end{array} \right) \quad (17)$$
$$\forall comb \in Comb \cup \{"vide"\}, \forall site \in Site, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{prc \in Proc[site]} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ col \in Int[prc,mode]}} input[col,prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t]$$

$$= \sum_{\substack{src \in Src: \\ col \in Col_s[src]}} \begin{pmatrix} \delta_{TRI}[site] \times FLOT_CS_TRI[src,col,site,t] \\ +\delta_{INCI}[site] \times FLOT_CS_INCI[src,col,site,t] \\ +FLOT_CS_VRAC[src,col,site,t] \end{pmatrix} \tag{18}$$

$$\forall col \in Col_sel, \forall site \in Site, \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

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] ≥ 0 est le niveau d'activité de la technologie *prc* située au lieu *site* sous le mode opératoire *mode* pendant la période *t* ;

FLOT_II[trn,mat,orig,site,t] ≥ 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* ; et

Les contraintes (16) 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 ou des sources externes. Le modèle permet également à l'usager 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 (17) et (18) sont semblables aux contraintes (16), 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. Dans le but de faciliter la discussion, la contrainte relative aux extrants a été divisée en trois parties.

$$\sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{\substack{dest \in Site: \\ dest \neq site}} FLOT_II[trn, mat, site, dest, t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat]} FLOT_IE[trn, mat, site, enf, t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \end{array} \right)$$

$$= \sum_{prc \in Prc[site]} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ mat \in Ext[prc,mode]}} output[mat, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t]$$

$$+\delta_{TRI}[site] \sum_{\substack{dech \in \\ Dech_tri[mat]}} \sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s} \left(\begin{array}{c} fr_col[src, col, dech, t] \times fr_tri(dech, mat, t) \\ \times FLOT_CS_TRI[src, col, site, t] \end{array} \right) \quad (19a)$$

$$+\delta_{TRICOM}[site] \sum_{\substack{dech \in \\ Dech_tricom[mat]}} \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \\ \{"vide"\}}} \left(\begin{array}{c} fr_comb[src, comb, dech, t] \\ \times fr_tricom[dech, mat, t] \\ \times FLOT_SV_TRICOM[src, comb, site, t] \end{array} \right)$$

$$\forall mat \in Mat\ diff(Cendre \cup Compost), \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

où

FLOT_IE[trn,mat,site,enf,t] ≥ 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] ≥ 0 est la quantité annuelle (en tonnes) de matières *mat* transportées par le mode de transport *trn* du lieu *site* au marché *mar* à 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'extrant *ext* par unité d'activité de la technologie *prc* sous le mode opératoire *mode* à la période *t* ;

Dech_tri[mat] est l'ensemble des déchets provenant des sources qui peuvent générer une nouvelle matière $mat \in \mathcal{M}at$ 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'usager) ;

fr_tri[dech,mat,t] est la fraction du déchet *dech* qui deviendra de la matière *mat* à la sortie d'une technologie de tri ;

Dech_tricom[mat] est l'ensemble des déchets qui peuvent générer une nouvelle matière $mat \in \mathcal{M}at$ à la sortie d'une technologie de tri-compostage ;

fr_comb[src,comb,dech,t] est la fraction de la masse totale de déchets de la matière *dech* dans la collecte d'ordures *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'usager) ; et

fr_tricom[dech,mat,t] est la fraction de la masse du déchet *dech* qui deviendra de la matière *mat* à la sortie d'une technologie de tri-compostage ;

Le membre droit des contraintes (19a) désigne la quantité totale de matières, autres que les composts et les cendres, obtenues 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. Il est à noter que les extrants de technologies de tri et de tri-compostage sont calculés différemment de ceux des autres technologies. Les extrants de ces technologies dépendent de la composition des collectes formant les intrants. L'usager n'a pas à spécifier les extrants, ceux-ci sont calculés de manière endogène d'après la composition des intrants. Le modèle considère que les composantes des collectes 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.

La description de la production de compost et de cendres nécessitent l'élaboration de contraintes particulières. La contrainte (19b) décrit la production de compost alors que la contrainte (19c) est associée à celle des cendres.

$$\sum_{\substack{trn \in Trn_Int: \\ mat \in Transp_Mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} FLOT_II[trn, mat, site, dest, t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} FLOT_IE[trn, mat, site, t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \end{array} \right)$$

$$= \tag{19b}$$

$$\sum_{\substack{prc \in \\ Prc[site] \setminus Tri_comp}} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ mat \in Out[prc,mode]}} output[mat, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t]$$

$$+ \delta_{TRICOM}[site] \times$$

$$\sum_{\substack{prc \in Prc[site]: \\ prc \in Tri_comp}} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ mat \in Out[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}: \\ comb \in Int[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} comp_mat_cont[src, comb, t] \\ \times (1 - taux_réduction) \\ \times FLOT_SV_TRICOM[src, comb, site, t] \end{array} \right) \\ + \sum_{\substack{comp \in Compostable: \\ mat \in Int[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} input[comp, prc, mode, t] \\ \times (1 - taux_réduction) \\ \times ACT[prc, mode, site, t] \end{array} \right) \end{array} \right)$$

$$\forall mat \in Compost, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

où

Compostable $\subseteq$ *Mat* est l'ensemble des flots de matières compostables de collectes de déchets et sélectives (une telle collecte est dite compostable si tous ses éléments sont compostables) ;

taux_réduction est la fraction du poids, de matière compostable perdue lors du compostage ; et

comp_mat_cont[src,comb,t] est le poids de la fraction de matière compostable dans la collecte des ordures à la source *src* associée à la combinaison *comb* à la période *t* (cette valeur est calculée à partir de données fournies par l'usager).

Le membre droit de l'équation (19b) est constitué de deux parties afin de mieux représenter les spécificités des activités du tri-compostage. La première partie décrit la production de compost par les installations autres que les sites de tri-compostage, où la quantité de compost obtenu dépend des valeurs de *output[mat,prc,mode,t]* fournies par l'usager. La seconde calcule la production de compost attribuable aux centres de tri-compostage. Cette quantité est une fonction linéaire de la masse de matières compostables contenues dans la collecte des ordures. Il est aussi possible d'introduire explicitement d'autres matières qui seront compostées avec la collecte (à l'aide du paramètre *input[comp,prc,mode,t]*). Le modèle considère qu'une partie de la masse disparaîtra lors du processus de compostage; ceci explique le coefficient *(1-taux_réduction)* dans la contrainte. Les matières non compostables de la collecte de ordures sont prises en compte dans la contrainte (19a).

Le paramètre *comp_mat_cont[src,comb,t]* est calculé endogènement par le modèle. Ce paramètre est dépendant des taux de saisie et de participation aux différentes collectes sélectives.

Une hypothèse importante du modèle est que, pour un centre de tri-compostage donné, une seule catégorie de compost peut y être produite pour tous les modes opératoires. Cette hypothèse est vérifiée dans le générateur de modèle.

La production de cendres est décrite par la contrainte suivante. On peut remarquer que l'incinération accepte les collectes d'ordures et sélectives ainsi que les matières individuelles.

$$\sum_{\substack{trn \in Trn_Int: \\ mat \in Transp_Mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} FLOT_II[trn, mat, site, dest, t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} FLOT_IE[trn, mat, site, t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \end{array} \right)$$

$$= \tag{19c}$$

$$\sum_{\substack{prc \in Prc[site]: \\ prc \in Incinération}} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ mat \in Out[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{\substack{inc_mat \in Mat: \\ inc_mat \in Int[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} input[inc_mat, prc, mode, t] \\ \times cendre[inc_mat] \\ \times ACT[prc, mode, site, t] \end{array} \right) \\ + \sum_{src \in Src} \left(\begin{array}{l} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}: \\ comb \in Int[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} cendre_comb[src, comb, t] \\ \times FLOT_SV_INCI[src, comb, site, t] \end{array} \right) \\ + \sum_{\substack{col \in Col_s[src]: \\ col \in Int[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} cendre_col[src, col, t] \\ \times FLOT_CS_INCI[src, col, site, t] \end{array} \right) \end{array} \right) \end{array} \right)$$

$\forall mat \in Cendres, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$

où

cendre[inc_mat] est la part de cendres de la masse de matières incinérées *inc_mat*;

cendre_comb[src,comb,t] est la part de cendres de la collecte d'ordures associée à la combinaison *comb* à la source *src* dans la période *t* (cette valeur est calculée de manière endogène par le modèle) ; et

cendre_col[src,col,t] est la part de cendres de la collecte sélective associée à la combinaison *comb* à la source *src* dans la période *t* (cette valeur est calculée de manière endogène par le modèle) ;

Comme pour le paramètre *comp_mat_cont[src,comb,t]* de la contrainte (19b), les paramètres *cendre_comb[src,comb,t] et cendre_col[src,col,t]* sont pris en charge par le modèle plutôt que d'être des valeurs données par l'usager.

Remarquons aussi que, pour un incinérateur donné, une seule sorte de cendres peut y être produites. Comme dans le cas de la technologie de tri-compostage, une contrainte du générateur de modèle vérifie cette hypothèse.

La contrainte suivante est similaire à la contrainte (19c). Elle contient un terme de plus dans son membre de droite qui est associé à la production d'énergie. Il est supposé que l'énergie n'est destinée qu'aux marchés.

$$\sum_{mar \in Marché[ener]} FLOT_ENERM[ener, site, mar, t]$$

$$\leq \sum_{\substack{prc \in Prc[site] \\ Incineration}} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ ener \in Out[prc,mode]}} output[ener, prc, mode, t] \times ACT[prc, mode, site, t] + \tag{20}$$

$$\sum_{\substack{prc \in Prc[site]: \\ prc \in Incineration}} \sum_{\substack{mode \in Mode[prc]: \\ ener \in Out[prc,mode]}} \left(\begin{array}{l} \displaystyle\sum_{\substack{mat \in Mat: \\ mat \in Int[prc,mode]}} \begin{pmatrix} input[mat, prc, mode, t] \\ \times\, mat_ener[mat, ener] \\ \times\, ACT[prc, mode, site, t] \end{pmatrix} \\ \displaystyle + \sum_{src \in Src} \left(\begin{array}{l} \displaystyle\sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}: \\ comb \in Int[prc,mode]}} \begin{pmatrix} comb_ener[src, comb, ener, t] \\ \times\, FLOT_SV_INCI[src, comb, site, t] \end{pmatrix} \\ \displaystyle + \sum_{\substack{col \in Col_s[src]: \\ col \in Int[prc,mode]}} \begin{pmatrix} col_ener[src, col, ener, t] \\ \times\, FLOT_CS_INCI[src, col, site, t] \end{pmatrix} \end{array} \right) \end{array} \right)$$

$$\forall ener \in Energie, \forall site \in Site, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

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* ;

mat_ener[mat,ener] est la quantité d'energie *ener* générée par unité de poids de la matière *mat* ;

comb_ener[src,comb,ener,t] est la quantité d'energie *ener* générée par unité de poids de la collecte d'ordures de la combinaison *comb* de la source *src* à la période *t* (cette valeur est calculée par le modèle à partir d'un ensemble de données fournies par l'usager) ; et

col_ener[src,col,ener,t] est la quantité d'énergie *ener* générée par unité de poids de la collecte sélective *col* de la source *src* à la période *t* (cette valeur est calculée par le modèle à partir d'un ensemble de données fournies par l'usager) ;

La première partie du côté droit de la contrainte calcule la quantité d'énergie obtenue des installations autres que l'incinération. Certaines installations de compostage, par exemple, ont la propriété de valoriser en électricité le méthane émanant de la décomposition des matières organiques. La seconde partie calcule la production d'énergie des incinérateurs.

3.2.6 Enfouissement

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

$$Q_ENF[enf,mat,t] = \sum_{src \in Src} \left(\begin{array}{l} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} fr[src,comb,mat,t] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,enf,t] \\ + \sum_{col \in Col_s[src]} fr_col[src,col,mat,t] \times FLOT_CS_ENF[src,col,enf,t] \end{array} \right) + \sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{site \in Site} FLOT_IE[trn,mat,site,enf,t] \\ + \sum_{\substack{imp_s \in \\ Import[mat]}} FLOT_MENF[trn,mat,imp_s,enf,t] \end{array} \right) \quad (21)$$

$$\forall mat \in Mat, \forall enf \in Enf_m[mat], \forall t \in \{1,...,T\}$$

$$\sum_{prc \in Enf[enf]} \sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc,mode,enf,t] = \sum_{\substack{mat \in Mat: \\ enf \in Enf_m[mat,t]}} masse_vol[mat] \times Q_ENF[enf,mat,t] \quad (22)$$

$$\forall enf \in Site_enf, \forall t \in \{1,...,T\}$$

où

Q_ENF[enf,mat,t] ≥ 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'usager) ; 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 (21) calculent les quantités enfouies de chaque matière à chacun des sites d'enfouissement pendant chaque période. Les contraintes (22) 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.

$$\sum_{mode \in \mathcal{M}ode[prc]} ACT[prc, mode, site, t] \leq fu_max[prc, t] \times CAP_P[prc, site, t]$$
$$\forall site \in \mathcal{S}ite, \forall prc \in \mathcal{P}roc[site] \setminus \mathcal{E}nf[site], \forall t \in \{1, \ldots, T\} \tag{23}$$

$$ACT[prc, mode_op, site, t] \leq$$
$$fu_max_mode[prc, mode_op, t] \times \sum_{mode \in \mathcal{M}ode[prc]} ACT[prc, mode, site, t]$$
$$\forall site \in \mathcal{S}ite, \forall prc \in \mathcal{P}rc[site], \forall mode_op \in \mathcal{M}ode[prc], \forall t \in \{1, \ldots, T\}: \tag{24}$$
$$fu_max_mode[prc, mode_op, t] < 1$$

$$app \times \sum_{s=1}^{t} \sum_{mode \in Mode[prc]} ACT[prc, mode, site, s] \leq CAP_P[prc, site, t] \tag{25}$$
$$\forall site \in Site_enf, \forall prc \in Enf[site], \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} Q_SV[src, comb, t] \leq CAP_T["sv", t] \tag{26}$$
$$\forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

$$\sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb_sc[src, col]}} Q_CS[src, comb, col, t] \leq CAP_T[col, t] \tag{27}$$
$$\forall col \in Col_sel, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

$$\sum_{\substack{mat \in \\ Transp_mat[trn]}} \left(\sum_{orig \in Site} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} FLOT_II[trn, mat, orig, dest, t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} FLOT_IE[trn, mat, orig, enf, t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_IM[trn, mat, orig, mar, t] \end{array} \right) + \sum_{\substack{imp_s \in \\ Import[mat]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} FLOT_M[trn, mat, imp_s, dest, t] \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} FLOT_MENF[trn, mat, imp_s, enf, t] \\ + \sum_{mar \in Marché[mat]} FLOT_MM[trn, mat, imp_s, mar, t] \end{array} \right) \right) \tag{28}$$

$$\leq CAP_T[trn, t]$$
$$\forall trn \in Trn_Int, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

où

CAP_P[prc,site,t] ≥ 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] ≥ 0 est la capacité annuelle des collectes des ordures pendant la période *t* ; et

CAP_T[ct,t] ≥ 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 (23) déterminent la capacité requise de chaque technologie de traitement à chacun des sites de façon à être cohérent 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 (24) 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 (23). 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 la capacité utilisée pour le mode *papier* tandis qu'il ne doive pas dépasser 50% de sa capacité utilisée pour le mode *plastiques*.

Les capacités des technologies d'enfouissement sont déterminées par les contraintes (25). Ces contraintes et les variables de capacité sont de nature cumulative. Les contraintes (26) déterminent les capacités des collectes d'ordures. La capacité annuelle d'une collecte d'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 (27). Finalement, les contraintes (28) déterminent les capacités de chaque mode de transport pour les matières produites à chacun des sites intermédiaires et/ou importées dans le système et ensuite 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.

$$\begin{aligned} & CAP_P[prc,site,t] = resid_prc[prc,site,t] \\ & + \sum_{s=u[prc,t]}^{t} \left(\begin{array}{l} \sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} INV_P_C[prc,site,seg,s] \\ + \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} INV_P_A[prc,site,seg,s] \end{array} \right) \\ & \forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall t \in \{1,\ldots,T\} \end{aligned} \tag{29}$$

où

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

$$\begin{aligned} & INV_P_C[prc,site,seg,t] \leq M \times D_CONS_P[prc,site,seg,t] \\ & \forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall seg \in \{1,\ldots,n_seg_cons[prc]\}, \forall t \in \{1,\ldots,T\} \end{aligned} \tag{30}$$

$$INV_P_A[prc,site,seg,t] \leq M \times D_AUG_P[prc,site,seg,t]$$
$$\forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall seg \in \{1,\ldots,n_seg_aug[prc]\}, \forall t \in \{1,\ldots,T\} \tag{31}$$

$$cap_min[prc] \times EXIST_P[site,prc,t] \leq CAP_P[prc,site,t]$$
$$\leq cap_max[prc] \times EXIST_P[site,prc,t] \tag{32}$$
$$\forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall t \in \{1,\ldots,T\}$$

$$\sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} D_CONS_P[prc,site,seg,t] + EXIST_P[site,prc,t-1] \leq 1$$
$$\forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall t \in \{1,\ldots,T\} \tag{33}$$

$$\sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} D_AUG_P[prc,site,seg,t] - EXIST_P[site,prc,t-1] \leq 0$$
$$\forall site \in Site, \forall prc \in Prc[site], \forall t \in \{1,\ldots,T\} \tag{34}$$

$$\sum_{prc \in Prc[site]} EXIST_P[site,prc,t] \leq 1, \qquad \forall site \in Site, \forall t \in \{1,\ldots,T\} \tag{35}$$

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 englouti 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] ≥ 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] ≥ 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 (29) 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 (30) et (31) associent les variables d'investissement aux variables binaires de décision *D_CONS_P* et *D_AUG_P* selon le segment linéaire choisi. Les contraintes (32) assurent que la capacité existante d'une technologie se trouve dans une fourchette déterminée par des considérations techniques de faisabilité.

Les contraintes (33) 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 (34) 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 (35) s'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.

$$SUPERF_REQUISE[site,t] = SUPERF_REQUISE[site,t-1] + \sum_{prc \in Prc[site]} \left(\begin{array}{l} \sum_{seg=1}^{n_seg_cons[prc]} \left(\begin{array}{l} aire_fixe[prc] \times D_CONS_P[prc,site,seg,t] \\ + aire_\mathrm{var}[prc] \times INV_P_C[prc,site,seg,t] \end{array} \right) \\ + \sum_{seg=1}^{n_seg_aug[prc]} aire_\mathrm{var}[prc] \times INV_P_A[prc,site,seg,t] \end{array} \right) \quad (36)$$

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

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

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'usager) ;

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 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.

$$\sum_{\substack{trn \in Trn_int: \\ mat \in Transp_mat[trn]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{site \in Site} FLOT_IM[trn, mat, site, mar, t] \\ + \sum_{imp_s \in Import[mat]} FLOT_MM[trn, mat, imp_s, mar, t] \end{array} \right) = VENTES[mat, mar, t] \quad (38)$$

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

$$\sum_{\substack{src \in Src: \\ col \in Col_s[src]}} FLOT_CS_MAR[col, src, mar, t] = VENTES[col, mar, t] \quad (39)$$

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

$$\sum_{site \in Site} FLOT_ENERM[ener, site, mar, t] = VENTES[ener, mar, t] \quad (40)$$

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

$$VENTES[prod, mar, t] = \sum_{seg=1}^{n_seg_mar[prod, mar]} VENTES_SEG[prod, mar, seg, t] \quad (41)$$

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

$$VENTES_SEG[prod, mar, seg, t] \leq ventes_\max_seg[prod, mar, seg, t]$$
$$\forall prod \in \mathcal{M}at \cup Col_sel \cup Energie, \forall mar \in \mathcal{M}arché[prod], \tag{42}$$
$$\forall seg \in \{1, \ldots, n_seg_mar[prod, mar] - 1\}, \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

$$ventes_min[prod, mar, t] \leq VENTES[prod, mar, t]$$
$$\leq demande_max[prod, mar, t] \tag{43}$$
$$\forall prod \in \mathcal{M}at \cup Col_sel \cup Energie, \forall mar \in \mathcal{M}arché[prod], \forall t \in \{1, \ldots, T\}$$

où

VENTES[prod,mar,t] ≥ 0 est la demande annuelle pour le produit *prod* par le marché *mar* pendant la période *t* ;

VENTES_SEG[prod,mar,seg,t] ≥ 0 est la quantité annuelle du produit *prod* vendu sur le segment *seg* du marché *mar* pendant la période *t* ;

ventes_max_seg[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* ;

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

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

Les contraintes (38)-(40) déterminent les demandes des marchés pour les matières, les collectes et l'énergie. Les contraintes (41) associent les variables de

demande à la structure des marchés définie en terme de segments. Les relations (42) ne sont pas des contraintes mais des bornes supérieures sur les variables de *VENTES_SEG*, c'est-à-dire sur la capacité d'absorption de chacun des segments des marchés. Finalement, les relations (43) sont des bornes inférieure et supérieure sur les variables *VENTES*. Elles peuvent être utilisées pour tester certaines contraintes des marchés (contrats, scénarios sur la taille maximale des marchés, etc.).

Les matières peuvent aussi provenir de l'extérieur du système, correspondant à un marché d'importation de matières. Ces marchés sont approximés par des fonctions linéaires par morceaux avec autant de segment que le désire l'usager. Chaque matière peut avoir un ou plusieurs marchés. La modélisation est similaire à celle des marchés de vente des matières.

$$IMP[mat,imp_s,t] = \sum_{seg=1}^{n_seg_imp[mat,imp_s]} IMP_SEG[mat,imp_s,seg,t] \qquad (44)$$
$$\forall mat \in Mat, \forall imp_s \in Import[mat], \forall t \in \{1,...,T\}$$

$$IMP_SEG[mat,imp_s,seg,t] \leq max_imp_seg[mat,imp_s,seg,t]$$
$$\forall mat \in Mat, \forall imp_s \in Import[mat], \qquad (45)$$
$$\forall seg \in \{1,...,n_seg_imp[mat,imp_s]-1\}, \forall t \in \{1,...,T\}$$

$$min_import[mat,imp_s,t] \leq IMP[mat,imp_s,t] \leq max_import[mat,imp_s,t] \qquad (46)$$
$$\forall mat \in Mat, \forall imp_s \in Import[mat], \forall t \in \{1,...,T\}$$

où

IMP_SEG[mat,imp_s,seg,t] ≥ 0 est la quantité annuelle de matières importées *mat* du segment *seg* de la source d'importation source *imp_s* à la période *t* ;

max_imp_seg[mat,imp_s,seg,t] est la quantité annuelle maximale de matière *mat* pouvant être importée du segment *seg* du marché d'importation marché *imp_s* à la période *t* ;

min_import[mat,imp_s,t]] est la quantité annuelle minimale de matière *mat* importée de la source d'importation *imp_s* à la période *t* ; et

max_import[mat,imp_s,t] est la quantité annuelle minimale de matière *mat* pouvant être importée de la source d'importation *imp_s* à la période *t*.

Les contraintes (44)-(46) sont semblables aux contraintes (41)-(43) pour les marchés d'exportation. Remarquez que la contrainte (7) joue le rôle de la contrainte (39) et que les contraintes (40)-(41) n'ont pas d'équivalence étant donné que les collectes et l'énergie ne peuvent être importées.

3.2.11 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'usager utilise certains paramètres optionnels pour étudier les impacts de politiques de détournement.

$$\sum_{mat \in Mat} \sum_{enf \in Enf_m[mat]} Q_ENF[enf, mat, t] \leq \sum_{src \in Src} q[src, t] - dét_min[t] \quad \forall t \in \{1, \ldots, T\} : dét_min[t] > 0 \tag{47}$$

$$\sum_{mat \in Mat} \sum_{enf \in Enf_m[mat]} Q_ENF[enf, mat, t] \leq (1 - taux_dét[t]) \times \sum_{src \in Src} q[src, t] \quad \forall t \in \{1, \ldots, T\} : taux_dét[t] > 0 \tag{48}$$

$$\sum_{prod \in Mat \cup Col_sel} \sum_{mar \in Marché[mat]} VENTES[prod, mar, t] \geq taux_ventes[t] \times \sum_{src \in Src} q[src, t] \quad \forall t \in \{1, \ldots, T\} \tag{49}$$

où

dét_mint[t] ≥ 0 est la quantité annuelle minimale (en tonnes) de matières détournées des sites d'enfouissement pendant la période *t* ;

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

taux_ventes[t] $\in [0,1]$ est le taux minimum de vente de matières et de collectes sélectives à la période *t*.

Les contraintes (47) sont générées seulement si *dét_min[t]* est positif. Ces contraintes obligent le tonnage annuel enfoui à être inférieur ou égal au tonnage généré moins *dét_min[t]*. Les contraintes (48) sont similaires mais en pourcentage relatif.

Les contraintes (49) sont actives si *taux_ventes[t]* est positf. Elles obligent une activité minimale sur les marchés des ventes de matières ayant ainsi un impact sur l'enfouissement.

3.2.12 Autres contraintes

Les contraintes (32) utilisent des bornes inférieure et supérieure 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 d'un certain type 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'usager.

3.2.13 Fonctions-objectifs

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

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:

$$CTNAS = \sum_{t=1}^{T} \left\{ \begin{array}{l} fa_flot[t] \times \begin{pmatrix} COUTS_COLLECTE[t] + COUTS_TRANSPORT[t] \\ +COUTS_OM[t] + COUTS_IMPORT[t] \\ +TAXES_ENF[t] - REVENUS_VENTES[t] \end{pmatrix} \\ + fa_ci[t] \times (COUTS_INVEST[t] - VALEURS_RACHAT[t]) \end{array} \right\} \quad (50)$$

avec

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

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

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_COLLECTE[t] est une variable équivalente à la somme des coûts annuels de collecte qui ont lieu pendant la période *t* ;

COUTS_TRANSPORT[t] est une variable équivalente à la somme des coûts annuels de transport qui ont lieu pendant la période *t* ;

COUTS_OM[t] est une variable équivalente à la somme des coûts annuels d'opération et de maintenance des diverses installations de traitement et d'élimination qui ont lieu pendant la période *t* ;

COUTS_IMPORT[t] est une variable équivalente à la somme des coûts annuels d'importation de matières qui ont lieu pendant la période *t* ;

TAXES_ENF[t] est une variable équivalente à la somme des taxes annuelles d'enfouissement 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).

$$COUT_COLLECTE[t] = \sum_{src \in Src} \sum_{\substack{comb \in \\ Comb[src] \cup \{"vide"\}}} q[src,t] \times cout_unit_col[comb,t] \times COMB[src,comb,t] + \sum_{trn \in Trn_Int} cout_unit_trn[trn,t] \times CAP_T[trn,t]$$

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* ; et

cout_unit_trn[trn,t] est le coût unitaire (en unités monéaires 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.

$$COUT_TRANSPORT[t] = \begin{pmatrix} COUT_TRANSP_RO[t] \\ +COUT_TRANSP_DECHET[t] \\ +COUT_TRANSP_MAT[t] \end{pmatrix}$$

où

COUT_TRANSP_RO[t] est une variable égale à la somme annuelle des coûts de transport des collectes de matières recyclables et organiques à la periode *t* ;

COUT_TRANSP_DECHET[t] est une variable égale à la somme annuelle des coûts de transport des collectes d'ordures à la periode *t* ; et

MAT_TRANSP_COST[t] est une variable égale à la somme annuelle des coûts de transport des flots désagrégés de matières à la période *t*.

$$
\begin{aligned}
&COUT_TRANSP_RO[t] = \\
&\sum_{src \in Src} \sum_{col \in Col_s[src]} varom_transp[col,t] \\
&\times \left(\begin{array}{l}
\sum_{dest \in Site_tri} dist[src,dest] \times FLOT_CS_TRI[src,col,dest,t] \\
+ \sum_{dest \in Site_inci} dist[src,dest] \times FLOT_CS_INCI[src,col,dest,t] \\
+ \sum_{dest \in Site} dist[src,dest] \times FLOT_CS_VRAC[src,col,dest,t] \\
+ \sum_{dest \in Site_enf_adm} dist[src,dest] \times FLOT_CS_ENF[src,col,dest,t] \\
+ \sum_{mar \in Marché[col]} dist[src,mar] \times FLOT_CS_MAR[col,src,mar,t]
\end{array} \right)
\end{aligned}
$$

où

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 ; et

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

$$COUT_TRANSP_DECHET[t] = varom_transp["sv",t] \times \sum_{src \in Src} \sum_{comb \in Comb[src] \cup \{"vide"\}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site_inci} dist[src,dest] \times FLOT_SV_INCI[src,comb,dest,t] \\ + \sum_{dest \in Site_tricom} dist[src,dest] \times FLOT_SV_TRICOM[src,comb,dest,t] \\ + \sum_{dest \in Site_enf_adm[src,comb,t]} dist[src,dest] \times FLOT_SV_ENF[src,comb,dest,t] \\ + \sum_{dest \in Site} dist[src,dest] \times FLOT_SV_AUTRE[src,comb,dest,t] \end{array} \right)$$

$$COUT_TRANSP_MAT[t]=$$

$$\sum_{\substack{trn \in \\ Trn_Int}} \left(\left[\begin{array}{l} varom_transp[trn,t] \times \\ \sum_{orig \in Site} \left\{ \begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} dist[orig,dest] \times \sum_{mat \in Transp_mat[trn]} FLOT_II[trn,mat,orig,dest,t] \\ + \sum_{enf \in Site_enf} dist[orig,enf] \times \sum_{\substack{mat \in Transp_mat[trn]: \\ enf \in Enf_m[mat,t]}} FLOT_IE[trn,mat,orig,enf,t] \\ + \sum_{mat \in Transp_mat[trn]} \sum_{mar \in Marché[mat]} \left(\begin{array}{l} dist[orig,mar] \\ \times FLOT_IM[trn,mat,orig,mar,t] \end{array} \right) \end{array} \right\} \\ + \\ \sum_{\substack{mat \in \\ Transp_mat[trn]}} \sum_{\substack{imp_s \in \\ Import[mat]}} \left(\begin{array}{l} \sum_{dest \in Site} \left(\begin{array}{l} dist[imp_s,dest] \\ \times FLOT_M[trn,mat,imp_s,dest,t] \end{array} \right) \\ + \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} \left(\begin{array}{l} dist[imp_s,enf] \\ \times FLOT_ME[trn,mat,imp_s,enf,t] \end{array} \right) \\ + \sum_{mar \in Marché[mar]} \left(\begin{array}{l} dist[imp_s,mar] \\ \times FLOT_MM[trn,mat,imp_s,mar,t] \end{array} \right) \end{array} \right) \end{array} \right] \right)$$

$$COUT_OM[t]=$$

$$\sum_{site \in Site} \sum_{prc \in Prc[site]} \left(\begin{array}{l} fixom[prc,t] \times CAP_P[prc,site,t] \\ + \sum_{\substack{mode \in \\ Mode[prc]}} varom[prc,mode,t] \times ACT[prc,mode,site,t] \end{array} \right)$$

où

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 ; et

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*.

$$COUT_IMPORT[t] = \sum_{mat \in Mat} \sum_{imp_s \in Import[mat]} \sum_{seg=1}^{n_seg_imp[mat,imp_s]} \left(cout[mat,imp_s,seg,t] \times IMP_SEG[mat,imp_s,seg,t] \right)$$

où

cout[mat,imp_s,seg,t] est le coût unitaire de matières *mat* sur le segment *seg* de la source d'importation *imp_s* à la période *t*.

$$TAXES_ENF[t] = \sum_{mat \in Mat} \left(taxe_enf[mat,t] \times \sum_{enf \in Enf_m[mat,t]} Q_ENF[enf,mat,t] \right)$$

où

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.

$$REVENUS_VENTES[t] = \sum_{\substack{prod \in Mat \cup \\ Col_sel \cup Energie}} \sum_{\substack{mar \in \\ Marché[prod]}} \sum_{seg=1}^{n_seg_mar[prod,mar]} prix[prod,mar,seg,t] \times VENTES_SEG[prod,mar,seg,t]$$

où

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

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

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.

$$app \times \sum_{t=1}^{T} \sum_{enf \in Site_enf} \sum_{\substack{prc \in \\ Proc[enf]}} \sum_{\substack{mode \in \\ Mode[prc]}} ACT[prc, mode, enf, t] \tag{51}$$

3.2.14 Le modèle

Le modèle Eugène est le suivant :

minimiser *fonction-objectif* (50) ou (51)
sujet aux *contraintes* (1)-(49)
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 (50) et des résultats découlant de cette expérimentation sont présentés au chapitre 5.

Chapitre 4

Paramètres technico-économiques de modélisation

Ce chapitre présente les valeurs qui ont été implantées dans la base de données ainsi que les hypothèses justificatrices de nos choix. Nous traitons, entre autres, de la composition des déchets résidentiels, de leurs moyens de collecte et de l'intérêt du citoyen à participer à la récupération des matières recyclables. Nous terminons ce chapitre, en présentant la méthode de calcul utilisée dans l'évaluation des coûts de collecte.

4.1 Composition des déchets

Le déchet peut se définir comme un bien ou une matière à valeur négative. Bien sûr, une telle définition est dépendante des valeurs véhiculées par la société et par l'époque. Ce que nous, au Canada, considérons présentement comme un déchet peut être perçu par d'autres nations ou dans quelques années comme une matière valorisable. Un exemple intéressant d'un changement de perception en Ontario est l'ouverture d'un site d'extraction d'aluminium sur un ancien dépotoir.

Nous nous intéressons aux déchets de nature résidentielle faisant l'objet d'une collecte régulière sous la responsabilité de la Ville de Montréal. Ces déchets proviennent de deux sources : les ménages et les petits commerces. De manière générale, les contrats de collecte concernent exclusivement les déchets ménagers mais la Ville de Montréal autorise les commerces à utiliser ce service, à la condition que le nombre de sacs mis à la rue ne dépasse pas six. Ce sont donc les petits commerces (dépanneurs, épiceries, etc.) qui bénéficient de cette collecte, les autres faisant appel à des contracteurs privés. Dans un même ordre d'idées, les déchets générés par les tours d'habitation sont inclus dans la définition de déchets ménagers et sont ramassés par la collecte régulière municipale. Cependant, certaines tours d'habitation font appel à des contracteurs privés pour des raisons pratiques.

Il faut donc garder en mémoire qu'un léger biais est introduit, en raison de la distinction nette qui ne peut être établie entre les secteurs domestique et petits commerces et du fait qu'une partie des déchets d'origine résidentielle échappe au contrôle de la Ville de Montréal. Ces biais influeront sur la quantité et sur la composition des déchets générés, mais de façon négligeable.

Dans cette version du modèle Eugène élaboré au GERAD, nous nous intéressons aux flots de matières composant les déchets domestiques. Nous avons donc cherché à établir la composition du sac à ordures standard que l'on retrouve sur le territoire de la

Ville de Montréal. En faisant une revue de la littérature, on se rend compte des différences dans la composition des déchets, selon les villes où les études ont été menées. Nous avons donc choisi une étude qui représente le mieux la région concernée soit le *Rapport sur la production et le traitement des déchets domestiques à Montréal* rédigé par le Groupe de Recherche et d'Analyse Interdisciplinaire en Gestion de l'Environnement (GRAIGE), datant de 1989. Cette étude sert de référence à plusieurs rapports de la Ville de Montréal et à de nombreuses études environnementales au Québec. La composition des déchets résidentiels, établie par le GRAIGE, se trouve en annexe A. Nous avons agrégé certaines matières, par souci d'économie de variables associées aux flots de matières. Une telle agrégation est possible puisque certaines matières peuvent faire partie d'un groupe sans perte de généralité. En effet, les matières ayant peu de débouchés ou pour lesquelles la quantité présente dans les déchets résidentiels est faible ont été regroupées. Par conséquent, un biais peut être causé par ces agrégations en surestimant ou sous-estimant la part relative de chaque matière dans le sac à déchets. Voici donc les matières faisant partie du modèle en pourcentage de masse du sac à déchets:

Tableau 4.1 Composition du sac à ordures

Classe	Composantes	%
Fibres	*Papier journal*	11.19
	Papier fin	2.14
	Papier glacé	3.55
	Papiers autres	6.71
	Carton ondulé	2.68
	Carton multicouches	0.24
	Cartons autres	4.69
Bois	*Bois*	2.33
Verres	*Verre clair*	2.95
	Verre coloré	2.23
	Verres autres	0.97
Plastiques	*PET*	0.29
	PEHD	1.66
	Plastiques autres	4.55
Métaux	*Métaux ferreux*	3.72
	Aluminium boisson	0.10
	Aluminium autre	0.41
	Métaux non ferreux	0.18
Organiques	*Putrescibles*	24.47
	Herbes	2.04
	Branches	3.00
	Feuilles	4.29
Autres	*Autres*	15.61

4.1.1 Fibres cellulosiques

En terme de quantité, les fibres cellulosiques constituent la plus importante catégorie de matières récupérées actuellement par la collecte sélective. Les matières fibreuses généralement recyclées sont les papiers et les cartons. Malgré que les textiles ne soient pas considérés dans cette recherche, en raison de l'absence de données sur l'évolution des marchés des textiles, il faut mentionner que certaines municipalités ajoutent ces matières dans leur programme de collecte sélective.

Il est à noter que la plus grande partie du papier récupéré est imprimé et peut être recyclé sans être désencré lorsqu'il est employé dans la fabrication de produits comme l'isolant cellulosique. Le désencrage devient nécessaire si l'on veut en faire du papier fin ou du papier journal. Dans le cas du papier à usages domestique ou sanitaire, le désencrage est également effectué pour des considérations de marketing plutôt qu'utilitaires (MEF, 1994).

A) <u>Le papier journal</u>

Le papier journal est la matière la plus importante des fibres cellulosiques. La portion récupérée par la collecte sélective est principalement utilisée dans la production de papier journal dans des concentrations allant jusqu'à 100%. Il est également utilisé

dans la fabrication de produits à base de cartons ondulé et doublé. Le papier journal est donc considéré dans le modèle car les quantités sont importantes ; de plus, les modes de collectes et les débouchés économiques sont bien connus.

B) Le papier fin

Le papier fin (papier blanc, papier de couleur, papier informatique) récupéré, surtout voué à la production de papiers à usages domestique ou sanitaire, ne représente qu'une faible partie du sac de déchets (2,14%). Malgré les faibles quantités que l'on peut espérer récupérer par la collecte sélective, entraînant ainsi des contraintes de volume limitant les possibilités d'exploitation des marchés, le papier fin jouit d'un prix intéressant par rapport aux autres produits du secteur des papiers. C'est ce dernier critère qui justifie l'utilité d'une telle classe.

C) Le papier glacé

Le papier glacé est facilement identifiable par le citoyen qui participe à la collecte sélective. Cette matière jouit donc d'un taux de saisie plus intéressant que le papier fin et

les autres papiers[3], c'est pour cette raison que le papier glacé n'a pas été agrégé aux autres papiers.

D) Les autres papiers

La catégorie « autres papiers » regroupe tout le papier qui n'est pas inclus dans les catégories du papier journal, du papier fin et du papier glacé. Bien souvent, il s'agit de papier encollé tel celui des annuaires téléphoniques, des circulaires, des enveloppes, etc. Ceux-ci sont principalement utilisés dans la fabrication de matériaux de construction (MEF, 1994). Le groupement « papiers autres » représente une part importante du sac à ordures.

E) Les cartons

Les cartons sont répartis en trois classes : le carton ondulé, les autres cartons et le carton multicouches. Si une telle distinction a été faite, c'est qu'il est facile pour le citoyen d'identifier les cartons appartenant à chaque classe. Le carton multicouches n'est présentement pas admis dans la plupart des collecte sélectives. Par contre, les marchés

[3] Le taux de saisie est le pourcentage de chaque matière effectivement mise dans la collecte sélective par le citoyen participant à la collecte, voir aussi le tableau 4.6 concernant les taux de saisie.

pour les deux autres classes de cartons sont établis depuis longtemps et relativement bien structurés.

4.1.2 Verre

Les contenants de verre récupérés sont broyés pour obtenir du calcin, utilisé dans la fabrication du verre. Le prix du calcin varie largement selon qu'il s'agit de verre clair ou de verre coloré. C'est cette différence de prix entre les deux types de verre qui justifie l'agrégation du verre à vin clair (0,40%) et du verre alimentaire clair (2,55%) pour donner la surclasse verre clair. Nous avons procédé de la même manière pour construire la surclasse verre de couleur. Le groupement « verres autres » est l'ensemble des catégories de verres non différenciés par leur couleur, c'est-à-dire le verre consigné (0,22%), le verre plat (0,20%) et les autres verres (0,55%). La plus grande partie du verre contenu dans cette dernière classe est recyclable mais à un prix moins intéressant.

4.1.3 Plastiques

Six classes de plastiques représentent 98% des plastiques d'emballages et de contenants : le polyéthylène haute densité (PEHD), le polyéthylène basse densité (PEBD), le polystyrène (PS), le polypropylène (PP), le chlorure de polyvinyle (PVC) et le polyéthylène téréphtalate (PET) (BFI, 1992). Mais de ces six catégories, deux nous

intéressent plus particulièrement, soit le PEHD, qui est largement utilisé parce qu'il est peu dispendieux et se prête bien à la fabrication de contenants rigides, et le PET, qui lui est très dispendieux mais moins présent dans nos sac à ordures car utilisé dans la fabrication de contenants consignés. Nous n'avons pas considéré le PEBD (environ 0,80%), même s'il est plus important en quantité que le PET, car son prix sur le marché est moins intéressant. Le PEBD se retrouve donc avec les autres plastiques regroupés dans une surclasse appelée plastiques autres dont la majeure partie est constituée de plastiques non recyclables comme le polystyrène.

La division établie par le GRAIGE ne nous permet pas de répartir les plastiques dans les classes désirées. Nous avons donc fait appel à deux autres références : *Le bilan des matières récupérées et recyclées au Québec* de l'organisme Recyc-Québec (1995) et *Packaging and the environnement : Alternatives, Trends and Solutions* de S. Selke (1990). Ces deux sources ne représentent pas vraiment la réalité des déchets domestiques car la première établit la répartition des plastiques en fonction de ce qui est recyclé, englobant par le fait même une part des plastiques provenant des secteurs industriel et commercial, tandis que la seconde présente la production américaine par type de plastiques, lesquels ne sont évidemment pas tous destinés à une consommation domestique. En supposant toutefois que la consommation domestique ait une composition similaire et que le total des plastiques représente 6,5% du sac à ordures, on

peut donc établir la répartition désirée entre le PEHD, le PET et les autres plastiques telle qu'indiquée dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2 Répartition par type de plastiques

Type de plastique	Bilan Québec	Packaging
PET	2%	7%
PEHD	20%	31%
Autres	78%	62%

→

Moyenne
4,5%
25,5%
70%

→

Type de plastique	% du total ordures
PET	0,29%
PEHD	1,66%
Autres	4,55%
Total	6,5%

4.1.4 Métaux

Les métaux retrouvés dans les ordures domestiques se divisent en deux grandes familles : les métaux ferreux et les métaux non ferreux. Les emballages sont la plus grande source de métal issu des déchets domestiques. L'acier des boîtes de conserve et l'aluminium, sous forme de canettes, d'assiettes et de feuilles, constituent les deux métaux les plus répandus et acceptés dans les programmes de collecte sélective (MEF, 1994). Quatre catégories s'imposent donc d'elles-mêmes : les métaux ferreux, qui regroupent les métaux ferreux alimentaires (2,15%) et les autres métaux ferreux (1,57%), l'aluminium consigné, l'aluminium non consigné, et finalement l'ensemble formé du reste des métaux non ferreux, soit le cuivre (0,09%) et les autres non ferreux (0,09%).

Même si les prix de certains métaux non ferreux comme le cuivre sont très intéressants, ils n'ont pas été considérés comme une matière recyclable en raison des difficultés liées à un approvisionnement constant.

4.1.5 Matières organiques

Parmi les déchets résidentiels, les matières organiques occupent une place de choix, comptant à elles seules pour 33,8% du poids total des résidus d'origine domestique. Ces matières ne sont pas réutilisables ni recyclables, mais la valorisation par compostage est un substitut intéressant aux modes de traitement et de disposition conventionnels que sont l'enfouissement et l'incinération. Les catégories considérées ont été établies à partir des techniques et des recettes de compostage implantées dans le modèle[4] . Les catégories sont les matières putrescibles ou résidus de cuisine, les herbes, les branches et les feuilles.

4.1.6 Bois

Même si le bois ne fait pas partie des collectes sélectives existantes, nous avons conservé cette catégorie principalement en raison de son apport calorifique à

[4] Les techniques et recettes de compostage sont présentées dans le mémoire de Ratel (1997).

l'incinération. La catégorie bois est donc l'agrégation du bois brut (0,49%) et des autres bois (1,84%), constitués principalement de bois traité. Ces types de bois ne sont pas acceptés dans les centres de tri standard.

4.1.7 Autres matières

Toutes les autres matières (caoutchouc, textiles, piles, médicaments, etc.) sont regroupées dans un ensemble appelé « autres ». Ces matières ne font actuellement pas l'objet de collectes sélectives. De plus, leurs marchés sont inexistants ou la littérature à leur sujet est déficiente. Il serait éventuellement intéressant de désagréger cette catégorie dans le but, par exemple, de mieux cibler le cheminement des déchets dangereux, mais ceci dépasse pour l'instant le cadre du projet.

4.2 Densité des matières

Il est nécessaire pour le calcul des capacités potentielles des sites d'enfouissement d'établir la densité des différentes matières ainsi qu'une densité globale représentant le sac à ordures à l'enfouissement. La densité globale est dépendante de la composition établie précédemment. Il convient donc de présenter ici la densité des ordures à l'enfouissement, même si nous n'avons pas considéré la densité des matières comme un facteur déterminant dans l'élaboration des coûts de collecte.

Le tableau 4.3 nous présente la densité de chaque matière à l'enfouissement. La dernière colonne est le résultat du produit de la densité par la composition en pourcentage du sac à ordures. En additionnant ces produits, nous obtenons la densité du sac à ordures correspondant à notre composition une fois enfouie. La densité de 708,30 kg/m^3 est comparable aux fourchettes de densités retrouvées dans Tchobanoglous et al. (1993), de 590 à 742 kg/m^3 et dans le rapport de Serrener Consultation Inc. (1996), de 660 à 860 kg/m^3. La Ville de Montréal utilise plutôt une densité à l'enfouissement de 550 à 650 kg/m^3. Ces différences s'expliquent par la variété de traitement que peut subir le déchet avant et durant l'enfouissement (mise en ballots, camion-tasseur, déchiquetage, etc.).

Tableau 4.3 Densité des matières à l'enfouissement

Matières	Densité kg/m³	Enfouissement
Papier journal	510,00	57,07
Papiers autres [a]	344,50	36,17
Papier fin	500,00	10,70
Carton [b]	411,00	30,29
Bois	486,00	11,32
Verre clair	1 555,67	45,89
Verre coloré	1 555,67	34,69
Verres autres	1 555,67	15,09
PET	223,80	0,65
PEHD	223,80	3,71
Plastiques autres	223,80	10,18
Métaux ferreux	332,00	12,35
Aluminium [c]	237,00	1,21
Métaux non ferreux	217,00	0,39
Putrescibles	1 186,50	290,34
Herbes	890,00	18,16
Branches	890,00	26,70
Feuilles	890,00	38,18
Autres	417,71	65,21
	kg/m³	708,30

[a] Le papier glacé est comptabilisé comme faisant partie du papier autres et ayant la même densité.

[b] Une densité moyenne a été calculée pour les cartons ondulé, multicouches et autres.

[c] Cette catégorie représente les deux types d'aluminium.

Sources :

- Tchobanoglous et al., 1993
- USEPA, 1992 et 1994
- DRAFT, 1989 et 1992
- Serrener consultation inc., 1996

4.3 Sources génératrices

La région considérée est segmentée en parcelles de territoire les plus homogènes possible. Chacune de ces sous-régions produit des ordures qui doivent être collectées. Nous avons considéré neuf subdivisions de la Ville de Montréal et une installation de traitement des eaux usées.

4.3.1 Neuf arrondissements de la Ville de Montréal

Les contrats de collecte des ordures sur le territoire de la Ville de Montréal sont répartis dans neuf arrondissements. Les rapports de la Ville de Montréal sont élaborés de façon à représenter les quantités générées et collectées dans chaque arrondissement. Cette subdivision s'impose donc naturellement pour la région considérée. Nous nous sommes donc référés au *Cahier des charges, Enlèvement et transport des déchets et des autres objets* (1995) du Service de la propreté de la Ville de Montréal pour établir les arrondissements et leur nombre de logements.

Tableau 4.4 Arrondissements de la Ville de Montréal

Arrondissements	Logements
1. *Ahuntsic / Cartierville*	58 952
2. *Villeray / St-Michel / Parc extension*	66 074
3. *Rosemont / Petite-Patrie*	70 883
4. *Mercier / Hochelaga-Maisonneuve*	61 757
5. *Plateau Mont-Royal / Centre-Sud*	68 027
6. *Ville-Marie*	41 663
7. *Côte-des-Neiges / Notre-Dame-de-Grâce*	81 205
8. *Sud-Ouest*	33 816
9. *Rivière-des-Prairies / Pointe-aux-Trembles*	37 960
Total	520 337

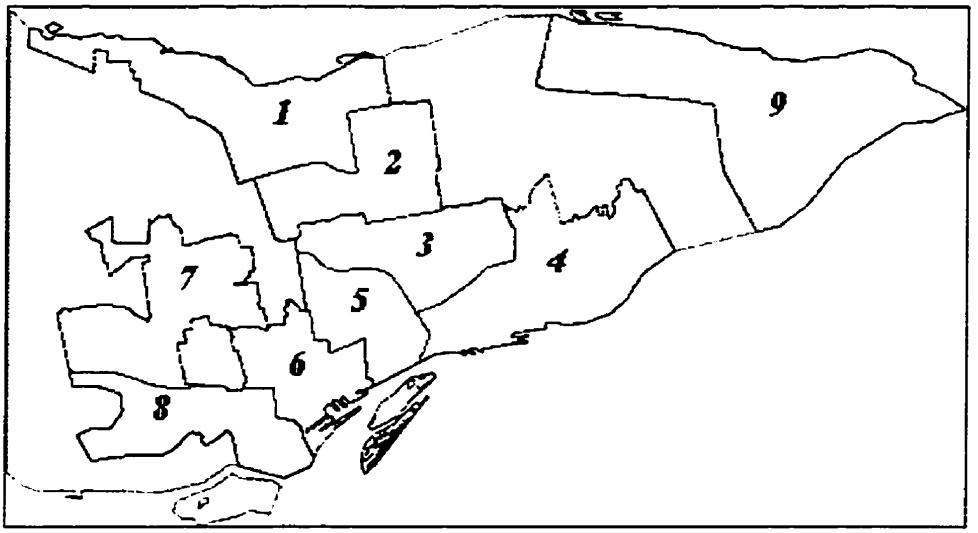


Figure 4.1 Carte des arrondissements de la Ville de Montréal

Nous avons émis l'hypothèse que la composition des déchets, présentée dans le tableau 4.1, s'applique à tous les arrondissements, même si le modèle nous permet de faire une différenciation entre eux. Cette hypothèse est basée sur le fait qu'aucune étude ne s'est attardée à faire une telle caractérisation.

Pour compléter cette section, il nous faut établir l'apport total de chaque région à la masse de déchets produits. La quantité calculée doit représenter la somme des ordures ramassées par la collecte régulière et par les différents modes de collectes sélectives (apport volontaire et porte-à-porte). Le *Bilan de activités de la Ville de Montréal de 1995* n'étant pas encore disponible au moment de la rédaction, nous avons en conséquence introduit les quantités générées en 1994. En raison de la croissance démographique relativement faible de la Ville, tout porte à croire que cette quantité sera similaire en 1997 (Ville de Montréal, 1994; Défi déchets 3, 1991).

Tableau 4.5 Production annuelle de déchets par arrondissement

Arrondissements	Quantité en tonnes
1.	42 856
2.	46 033
3.	51 919
4.	46 163
5.	49 365
6.	22 234
7.	57 549
8.	22 647
9.	27 134
Total	365 [illegible]

4.3.2 Station d'épuration des eaux usées

Dans le cadre de l'élaboration de la base de données, nous avons ajouté une source externe d'importation qui est la station d'épuration des eaux usées de la Communauté Urbaine de Montréal. Le rebut généré à la station d'épuration, communément appelé « boue de station », a été introduit dans le but de satisfaire certaines techniques de compostage (Ratel, 1997). Le coût associé à l'importation est équivalent au coût de transport, c'est-à-dire qu'aucun frais d'achat n'est associé à cette matière. Nous avons borné la quantité disponible de cette matière à 69 226 tonnes, soit la quantité de boues attribuable annuellement au territoire de la Ville de Montréal (communication avec M. Robin Forest, CUM, 1997).

4.4 Types de collectes

Plusieurs modes de collectes peuvent être mis en oeuvre pour ramasser les résidus générés par la population. La collecte peut être faite en vrac ou de manière discriminante, c'est-à-dire en ne collectant qu'un ensemble restreint de matières. Nous présentons dans cette section ces modes de collectes dans le contexte montréalais.

4.4.1 Collecte des ordures

La collecte des ordures est l'action de ramasser les résidus produits par la population sans discrimination quant au type de matières. La Ville de Montréal assure la collecte des ordures, soit par ses employés cols bleus (en régie), soit par contrats avec des entrepreneurs privés. Ces contrats sont octroyés par un processus d'appels d'offres publics. Les cahiers des charges générales et spéciales relatifs à l'enlèvement et au transport des ordures établissent les conditions et les responsabilités rattachées aux contrats (Défi déchet 3, 1991).

Chaque contrat de collecte couvre un territoire d'environ 3 472 logements desservi par deux circuits de collecte. Un circuit reçoit son service d'enlèvement le lundi et le jeudi et l'autre, le mardi et le vendredi. Les contrats sont octroyés pour une période de cinq ans. Nous retrouvons présentement sur le territoire de la Ville de Montréal 149 contrats de collecte: 78 de ces contrats sont effectués par les cols bleus, le reste étant effectué par le secteur privé.

Lors de la collecte, les divers contenants de déchets, jusqu'à un maximum de six, sont déposés les jours d'enlèvement en bordure de rue ou dans les ruelles selon les quartiers et les saisons. Un contenant rempli de déchets ne doit pas excéder un poids de 45 kg. Les déchets sont chargés manuellement dans les camions-tasseurs par deux

employés. Les ordures sont ensuite transportées vers l'enfouissement au Centre de Tri et d'Élimination des Déchets (CTED).

4.4.2 Collecte sélective

La collecte sélective se définit comme l'action de ramasser, de façon discriminante, certaines matières du flot des déchets pouvant être réutilisées, recyclées, valorisées ou revendues (Serrener Consultation inc., 1988 ; Défi déchet 3, 1991). Elle permet ainsi de soustraire certains déchets avant l'élimination et réduit le gaspillage. La collecte sélective découle de deux objectifs principaux :

- la diminution de volume des déchets à éliminer ; et
- la valorisation des sous-produits.

En milieu urbain, deux types de collectes peuvent s'appliquer : la collecte porte-à-porte et la collecte par apport volontaire. Le choix entre les divers modes de collectes sélectives dépend des quantités de matières que l'on souhaite récupérer, des possibilités offertes par certaines ressources, des caractéristiques de la population visée et du type d'habitation à desservir.

4.4.2.1 Collecte sélective porte-à-porte

Dans la collecte sélective porte-à-porte (ou en bordure de rue), un récupérateur passe à un moment déterminé et recueille les matières recyclables déposées préalablement par les citoyens au bord de la rue devant leur domicile. Les matières triées sont ramassées de la même façon que les ordures ménagères.

Ce système favorise la participation du citoyen en lui épargnant tout déplacement et évite de longues périodes d'entreposage des matières. Ce mode de collecte qui était jadis limité aux domiciles ayant un accès direct à la rue s'étend graduellement aux édifices à logements.

Il existe plusieurs variantes de la collecte sélective porte-à-porte. Les équipements diffèrent selon la variante retenue de même que le niveau de tri exigé à la source. On note cependant une tendance à l'uniformisation des équipements ; ainsi la majorité des municipalités procédant à la collecte sélective porte-à-porte font appel à un bac de récupération et à des camions compartimentés pour ainsi diminuer la contamination des matières. Là encore, le nombre de compartiments et le type de bac peuvent varier selon les objectifs et les matières visées (BFI, 1992; Défi déchets 3, 1991).

4.4.2.2 Collecte sélective par apport volontaire

Dans le cas de l'apport volontaire, par opposition à la collecte porte-à-porte, le citoyen dépose lui-même les matières recyclables dans des sites préétablis appelés points de dépôt ou dépôts de quartier. Les points de dépôt sont situés dans des zones de grand achalandage tels les centres commerciaux. Les citoyens ont donc une double responsabilité, soit celle de séparer les matières recyclables des ordures régulières et celle d'assurer l'acheminement des matières aux points de dépôt.

Les points de dépôts sont munis de conteneurs de récupération communément appelés cloches. Ces conteneurs sont généralement constitués de résine de polyester et munis d'un système mécanisé pour effectuer le vidage automatique. Un lieu de dépôt est aménagé pour desservir une tranche de population de 500 logements dans une zone d'influence de 2 kilomètres de diamètre. Le nombre de cloches nécessaire sur un lieu est en moyenne de trois (MEF, 1994 ; Communication avec M. Sylvain Roy, Ville de Montréal, 1996).

Le vidage des cloches est généralement effectué à l'aide d'un camion équipé d'un appareil hydraulique de levage approprié au transvidage des matières ou au changement de conteneurs. Seule l'expérience de chaque municipalité, voire chaque point de dépôt, permet de déterminer la fréquence des vidages (BFI, 1992). L'expérience montréalaise

indique une fréquence de levée de deux fois par semaine pour les cloches collectant le verre, le plastique et le métal et de six fois par semaine pour les cloches de papier et de carton. La fréquence de vidage des cloches fluctue toutefois selon les saisons (Défi déchets 3, 1991).

4.5 Matières visées par la collecte sélective

Comme nous l'avons mentionné précédemment, la collecte sélective a comme but de valoriser et de recycler la matière résiduelle. Les matières visées par la collecte sélective peuvent donc être regroupées en catégories en fonction du mode de traitement que subira la matière. Les modes de traitement incorporés dans le modèle sont le tri, l'incinération, le compostage et le tri-compostage. Comme la majorité des matières sont combustibles, avec différents apports calorifiques, et que les frais de collecte sélective sont plus importants que les frais de collecte des ordures, l'incinération ne fait donc généralement pas appel à la collecte sélective pour satisfaire ses besoins en matières. Nous pouvons alors établir deux catégories de matières :

- Les matières recyclables

  Les matières recyclables sont celles acceptées par les centres de tri. Elles représentent environ 43% de la matière dans un sac à ordures : tous les papiers, les

cartons ondulés et autres, les verres, le PET, le PEHD, les métaux ferreux et l'aluminium.

- Les matières organiques

Le compostage s'intéresse surtout aux matières organiques telles la matière putrescible (ou résidus de cuisine), les herbes, les branches et les feuilles. Mais certaines techniques de compostage incorporent aussi les papiers et cartons. Les matières compostables peuvent donc représenter jusqu'à 65% du sac à ordures.

Ainsi, la littérature divise la collecte, au sens large, en voies associées aux types de matières collectées. Chacune de ces voies correspond à une collecte possédant sa propre fréquence. La collecte à une voie correspond à la collecte des ordures sans aucune récupération de matières. La collecte à deux voies comprend, en plus de la collecte standard des ordures, soit une collecte des matière recyclables, soit une collecte des matières organiques. La collecte à trois voies compte la collecte standard, la collecte des matières recyclables et la collecte des matières organiques.

4.6 Intérêt de la population

L'intérêt de la population aux programmes de collecte sélective se mesure d'après deux facteurs : le taux de participation et le taux de saisie. Le produit de ces deux taux indique le taux de récupération des matières visées par un type de collecte.

4.6.1 Taux de participation

Le taux de participation à la collecte sélective est défini comme étant la portion de population qui trie et fait l'effort d'utiliser les modes de collecte mis à sa disposition. Le taux de participation est directement lié au type de collecte implantée.

La collecte porte-à-porte demande peu d'effort de la part du citoyen et les taux de participation sont en conséquence élevés. Le GRAIGE établit que le taux de participation pour les habitations de 5 logements ou moins est d'environ 80%. Les expériences de collecte sélective porte-à-porte ont démontré que la participation des résidents d'habitations multifamiliales est en moyenne inférieure de 10%, par rapport aux autres secteurs résidentiels (Macguire Group inc., 1988). Comme la Ville de Montréal est composée de ces deux types d'habitations, le taux devrait donc se situer entre 70% et 80%. Par contre, le rapport annuel de 1995 de l'organisme Collecte Sélective Québec mentionne que la population participe à la collecte sélective porte-à-porte dans une

proportion de 80% à 95%. À l'aide de ces sources et des taux de participation généralement admis par la littérature, nous avons évalué à 80% le taux de participation à cette collecte sur l'ensemble du territoire de la Ville de Montréal.

Un tel taux de participation est envisageable pour la collecte sélective porte-à-porte des matières recyclables, mais peu probable pour la collecte des matières organiques. Les taux de participation pour ce type de matières a donc été établi à 30% pour les résidus de jardin (herbes, branches et feuilles) et les matières putrescibles. Il apparaît normal que le taux de participation pour ces matières soit inférieur en raison des efforts associés à l'entreposage de ces matières, surtout en milieu urbain.

La collecte par apport volontaire demande aux citoyens de transporter les matières aux centres de dépôt. Cet effort supplémentaire a pour effet de diminuer la participation qui se chiffre à 20% (GRAIGE, 1989). Comme cette collecte ne vise que les matières recyclables, elle ne possède donc pas de taux de participation pour les matières organiques.

4.6.2 Taux de saisie

Le taux de saisie représente la partie de la matière qui sera effectivement mise au recyclage par la personne participant à la collecte sélective. Le taux de saisie englobe

ainsi deux notions, soit l'intérêt fourni par le citoyen à la collecte d'une matière spécifique et la reconnaissance par le citoyen d'une matière potentiellement recyclable. Ainsi, on remarque que les matières facilement identifiables possèdent des taux de saisie plus élevés. Un exemple d'une telle matière est le papier journal : son taux de saisie de 90% est très représentatif du peu d'effort demandé au citoyen pour inclure cette matière dans la collecte sélective. Par contre, une matière demandant plus d'effort et de volonté est la matière putrescible qui demande plus de manutention et d'organisation pour effectuer le tri à la source ; c'est ainsi que cette matière se retrouve avec le taux de saisie le plus bas, soit 42%. Le tableau 4.6 présente les taux de saisie, tels qu'ils ont été implantés dans la base de données, pour les différentes matières pouvant faire l'objet d'une collecte sélective.

Tableau 4.6 Taux de saisie des matières

Matière	Taux de saisie (%)
Papier journal	90
Papier fin	65
Papier glacé	70
Papiers autres	60
Carton ondulé	75
Carton général	65
Verre clair	75
Verre couleur	75
Verre autre	75
PET	75
PEHD	65
Métaux ferreux	75
Aluminium boisson	80
Aluminium autres	75
Putrescibles	42
Herbes	70
Branches	70
Feuilles	70

Sources :

- Centre & South Hasting Recycling board, 1995
- Schade, 1989.

4.7 Coûts de collecte

Cette section présente les principaux facteurs qui influencent le coût global d'un système de collecte. Nous verrons les frais de transport d'une collecte, ainsi que les coûts de sensibilisation et d'achat des contenants associés à la collecte sélective. Nous terminons en présentant une équation qui permet d'évaluer le coût d'une combinaison de collectes en fonction de la fraction de matière ramassée et de la fréquence des collectes.

4.7.1 Frais de transport

Les frais de transport sont représentés, dans le modèle, par un coût en $/t-km. Cette donnée est associée à la distance parcourue mais aussi à la quantité transportée. Pour élaborer un tel coût, nous nous sommes basés sur une prime de 6,00 $/km attribuée aux entrepreneurs privés dans l'éventualité où ceux-ci aient à transporter les déchets vers une autre installation que le CTED (Cahier des charges : Enlèvement et transport des déchets et des autres objets, 1995). La distance de transport est calculée selon la norme euclidienne, c'est-à-dire en ligne droite, entre le centre de l'arrondissement et l'installation de gestion des déchets. Les centroïdes des arrondissements et leurs distances par rapport au CTED sont présentés dans le tableau 4.7 (Communication avec S. Roy, VdM, 1996). L'annexe B montre les distances entre les centroïdes et les autres sites potentiels de gestion des déchets ainsi que les distances entre les divers sites tels que présentés dans le mémoire de Live (1997).

Tableau 4.7 Centroïdes des arrondissements

Arrondissement	Centroïde	Distance au CTED (km)
1	Henri-Bourassa / voies du C.P.	6,7
2	Cartier / Jarry	3,0
3	13ième avenue / Rosemont	3,7
4	Pierre-de-Coubertin / Parkville	7,3
5	Chambord / Rachel	5,6
6	University / Ste-Catherine	7,4
7	Westbury / Queen Mary	8,5
8	Pitt / St-Patrick	10,7
9	Saint-Jean-Baptiste / Maurice-Duplessis	14,4
[illegible]	[illegible]	[illegible]

Sachant le coût par kilomètre que la Ville est prête à débourser pour le transport des ordures, il nous faut maintenant établir la quantité moyenne de déchets transportés par une collecte standard pour avoir notre coût dans les unités désirées. La quantité annuelle de résidus produits sur le territoire de la Ville de Montréal est de 365 900 tonnes réparties sur 149 contrats de collecte effectuant chacun 208 tournées par année. Comme chaque tournée est prise en charge par un camion de collecte, nous avons (365 900 t / 149 / 208) = 11,81 tonnes d'ordures par camion. Les frais de transport sont donc de (6,00 $/km / 11,81 t) = 0,51$/t-km. Nous avons posé comme hypothèse que ces frais de transport sont les mêmes pour la collecte des ordures et pour la collecte sélective porte-à-porte. De plus, nous avons supposé que ce coût s'appliquait au transport des matières entre les sites de gestion des déchets.

4.7.2 Frais d'instauration de la collecte sélective

L'implantation d'une collecte sélective nécessite une sensibilisation et une information auprès de la population par le biais de dépliants distribués à chaque logement affecté par la collecte. De plus, la collecte exige l'achat de contenants spécialement conçus pour accueillir les matières. Cette section présente ces frais généraux associés à l'instauration d'une nouvelle collecte.

4.7.2.1 Frais de sensibilisation

Les coûts de la campagne de sensibilisation accompagnant l'implantation de la collecte sélective devraient être, selon Collecte Sélective Québec, de 6 $ par logement, répartis sur trois ans, soit 3 $ la première année, 1,50 $ la deuxième et 1,50 $ la troisième (Défi déchets 3, 1991).

Par ailleurs, il semble nécessaire de consacrer, à long terme, 1 $ par logement par année à des programmes de renforcement si on veut soutenir l'intérêt des citoyens et maintenir l'efficacité des programmes de collectes (Mielke et Walters, 1988).

Les coûts actualisés, avec un taux de 7% sur une période de 5 ans, sont présentés dans le tableau 4.8.

Tableau 4.8 Frais de sensibilisation

[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]	[illegible]
1	2	3	4	5	[illegible]
3,50 $	1,50 $	1,50 $	1,00 $	1,00 $	[illegible]

Ce coût de sensibilisation est applicable à toutes les collectes sélectives, peu importe les matières récupérées. De plus, nous avons émis l'hypothèse que ce coût est applicable au début de chaque période où la collecte est implantée, sans tenir compte du fait qu'une telle collecte existait à la période précédente. Cette hypothèse se base sur une durée de vie de 5 ans pour les bacs et cloches de récupération, ce qui correspond à une période d'étude dans notre modèle.

4.7.2.2 Frais d'achat des contenants de collecte

La collecte sélective porte-à-porte ou par apport volontaire nécessite l'achat et la distribution, ou encore l'installation, de contenants spécialement adaptés à la matière qui sera récupérée. L'usage de ces contenants vise à limiter la contamination des matières fibreuses. Ainsi, les papiers et cartons sont séparés des plastiques et métaux qui peuvent contenir des substances, par exemple de la graisse, nuisibles au recyclage des fibres cellulosiques.

L'apport volontaire s'effectue, comme nous l'avons dit précédemment, au moyen de cloches de récupération. Elles sont au nombre de trois en moyenne sur un site de récupération à Montréal. Ces cloches ont une valeur d'environ 1 150 $ chacune, elles sont conçues pour desservir 500 logements et leur durée de vie utile est de 5 ans, soit une période (MEF, 1994 ; Communication avec S. Roy, VdM, 1996). Nous avons donc un coût par logement pour chaque période de (3 × 1150 / 500) = 6,90 $.

Tableau 4.9 Nombre de cloches par site de récupération 1996

Arrondissements	Nombre de cloches	Nombre de sites
1	39	12
2	33	15
3	41	16
4	42	13
5	52	15
6	19	5
7	57	17
8	30	13
9	34	11
Total	**347**	**117**

La collecte porte-à-porte nécessite, quant à elle, l'achat d'un contenant pour chaque logement. Ce contenant, communément appelé bac de recyclage ou bac vert, sert à différencier les matières recyclables des ordures standard. Ils sont conçus pour être utilisés sur une période de 5 ans et leur coût d'achat est d'environ 5,00 $ l'unité (Défi déchet 3, 1991 ; MEF, 1994 ; Communication avec S. Roy, 1996) .

La collecte des matières organiques exige aussi l'achat d'un contenant pour chaque logement, contenant qui peut prendre plusieurs formes. Tels que présentés dans le tableau 4.10, nous avons considéré les trois contenants les plus fréquemment mentionnés dans la littérature et nous avons transposé leur coût sur une période d'utilisation de 5 ans, avec un taux d'actualisation de 7%, pour correspondre aux périodes du modèle. Comme nous ne pouvons trancher quant au type de contenant le plus approprié pour ce type de collecte, nous avons donc considéré une moyenne des coûts, soit 54,15 $ par logement par période.

Tableau 4.10 Coût des contenants pour la collecte des matières organiques

Type de contenant	**Coût d'achat**	**Durée de vie**	**Coût par période (5 ans)**
Bac roulant à compost [a]	89,00 $	10 ans	51,96 $
Bac roulant aéré 120 litres [b]	72,00 $	10 ans	42,03 $
Sac plastique biodégradable	0,30 $ [c]	1 sac / semaine	68,45 $
Moyenne			**54,15 $**

Sources :
a Urgel Delisle et associés inc., 1994
b Communication avec la Ville de Montréal, 1997
c Prix variant entre 0,20$ et 0,40$ par sac, Ville de Montréal, 1997.

4.8 Coût d'une combinaison de collectes

La littérature présente généralement le coût d'une collecte indépendamment des autres collectes qui peuvent exister sur le territoire. Mais il apparaît, lors de l'étude des

données concernant les coûts de collecte, qu'une relation existe entre la quantité de matière récupérée par la collecte sélective et le coût de la collecte des ordures. Nous avons donc élaboré une équation permettant de tenir compte des effets de chaque type de collecte sur l'ensemble des coûts de collecte. L'ensemble des collectes disponibles dans une région correspond à une combinaison de collectes.

Nous présentons dans cette section l'équation permettant le calcul du coût d'une combinaison de collectes en $/tonne et nous donnons un exemple de calcul. Cette équation est le résultat d'analyse de régression sur les données de la littérature et d'observations sur les interrelations entre les différentes données.

Pour être en mesure d'appliquer cette équation nous devons fournir les paramètres spécifiques à chaque collecte sélective c'est-à-dire :

- le taux de participation de chaque collecte
- l'ensemble des matières visées par chaque collecte
- le taux de saisie de chaque matière dans les collectes

ainsi que la composition du sac à ordures standard. Une fois toutes ces valeurs comptabilisées l'utilisation de l'équation de coût est assez directe, comme dans l'exemple qui suit l'équation.

Les sous-sections suivantes servent à expliquer chaque partie formant l'équation et à valider une telle équation en la comparant avec les données de la Ville de Montréal et celles de la littérature.

Calcul du coût d'une combinaison en $/t

$$C = f_w \times w \times c_w + f_x \times x \times c_x + f_y \times y \times c_y + z \times c_z \quad (1)$$

$$c_w = 46 - 19w$$

$$c_x = Max\ \{\ (183{,}5 - 393{,}5x)\ ,\ (46\text{-}19x)\ \} \quad (2)$$

$$c_y = Max\ \{\ (183{,}5 - 393{,}5y)\ ,\ (46\text{-}19y)\ \}$$

$$c_z = 121$$

$$w = 1 - x - y - z \geq 0 \quad (3)$$

$$a = P_a \times \sum_{i \in I_a} (S_i \times M_i) \qquad ,\ a = x,\ y\ ou\ z \quad (4)$$

P_a : taux de participation à la collecte a
I_a : ensemble des matières visées par la collecte a
S_i : taux de saisie de la matière $i \in I_a$ (5)
M_i : pourcentage de la matière $i \in I_a$ dans le sac à ordures standard

si $a = x \Rightarrow$ collecte porte-à-porte des matières recyclables
si $a = y \Rightarrow$ collecte porte-à-porte des matières organiques (6)
si $a = z \Rightarrow$ collecte par apport volontaire des matières recyclables

si $x = y = 0 \Rightarrow f_w = 1.38$
si $x = 0$ et $y \neq 0 \Rightarrow f_w = f_y = 1$
si $y = 0$ et $x \neq 0 \Rightarrow f_w = f_x = 1$ (7)
si $x \neq 0,\ y \neq 0$ et $w \neq 0 \Rightarrow f_w = 1$ et $f_x = f_y = 0{,}7246$

$$I_x \cap I_y \cap I_z = \varnothing \quad (8)$$

Voyons un exemple de calcul de coût d'une combinaison de collectes à trois voies comprenant la collecte standard des ordures, une collecte sélective porte à porte des matières recyclables et une collecte des matières organiques.

Définissons d'abord les ensembles I_x et I_y qui sont respectivement les matières visées par la collecte des matières recyclables et la collecte des matières organiques :

- I_x : {papier journal, papier fin, papier glacé, papiers autres, carton ondulé, carton général, verre clair, verre couleur, verres autres, PET, PEHD, métaux ferreux, aluminium boisson, aluminium autre}
- I_y : {putrescibles, herbes, branches, feuilles}

Ces deux ensembles vérifient la condition $I_x \cap I_y = \varnothing$, car ils n'ont aucun élément en commun.

La composition présentée au tableau 4.1 nous donne la valeur de M_i pour chaque matière i, par exemple le carton ondulé représente 2,68% du sac à ordures, donc $M_{carton\ ondulé} = 0{,}0268$.

Le taux de saisie S_i pour chacune de ces matières i est présenté dans le tableau 4.6, par exemple le taux de saisie du carton ondulé est : $S_{carton\ ondulé} = 0{,}75$.

Nous avons établi précédemment les taux de participation à chacune des collectes sélectives :

- $P_x = 0{,}80$
- $P_y = 0{,}30$

Nous pouvons donc calculer la valeur de x et y représentant la fraction de matière ramassée par chaque collecte:

- $x = 0{,}80\times(0{,}90\times0{,}1119 + 0{,}65\times0{,}0214 + 0{,}70\times0{,}0355 + 0{,}60\times0{,}0671 + 0{,}75\times0{,}0268 + 0{,}65\times0{,}0469 + 0{,}75\times0{,}0295 + 0{,}75\times0{,}0223 + 0{,}75\times0{,}0097 + 0{,}75\times0{,}0029 + 0{,}65\times0{,}0166 + 0{,}75\times0{,}0372 + 0{,}80\times0{,}001 + 0{,}75\times0{,}0041) = 0{,}2569$ ou 25,69%
- $y = 0{,}30\times(0{,}42\times0{,}2447 + 0{,}70\times0{,}0204 + 0{,}70\times0{,}03 + 0{,}70\times0{,}0429) = 0{,}0504$ ou 5,04%

Étant donné que la collecte sélective par apport volontaire ne fait pas partie de cette combinaison, nous avons donc que l'ensemble I_z est vide.

- $z = 0$

Ce qui nous donne :

- $w = 1\text{-}x\text{-}y\text{-}z = 0{,}6926$ ou 69,26%

Ainsi les coûts de chaque collecte sont :

- $c_x = Max\ \{ (183{,}5 - 393{,}5\times0{,}2569) , (46 - 19\times0{,}2569) \} = 82{,}41$
- $c_y = Max\ \{ (183{,}5 - 393{,}5\times0{,}0504) , (46 - 19\times0{,}0504) \} = 163{,}67$
- $c_z = 121$
- $c_w = 46 - 19\times0{,}6926 = 32{,}84$

Comme les valeurs de x, y et w ne sont pas nulles, nous avons comme coefficients de fréquence :

- $f_x = f_y = 0{,}725$
- $f_w = 1$

Nous possédons maintenant toutes les valeurs nécessaires au calcul du coût de la combinaison C :

$C = 1 \times 0{,}6926 \times 32{,}84 + 0{,}725 \times 0{,}2569 \times 82{,}41 + 0{,}725 \times 0{,}0504 \times 163{,}67 + 0 \times 121 = 44{,}07$ \$/t

4.8.1 Ensembles de matières

L'ensemble I_a est le regroupement des matières visées par la collecte sélective de type a. Nous avons défini précédemment que la collecte sélective pouvait prendre trois formes dans le modèle : la collecte sélective porte-à-porte des matières recyclables, la collecte sélective porte-à-porte des matières organiques et la collecte par apport volontaire des matières recyclables. Ces collectes sont respectivement associées aux variables x, y et z, formant ainsi les ensembles I_x, I_y et I_z. Ces ensembles se doivent d'être mutuellement disjoints, tel qu'indiqué dans la contrainte (8) ; sans cette condition, nous aurions des matières affectées à plus d'une collecte, rendant nos taux de saisie et de participation invalides. Cette condition se rattache aussi à la réalité, nous imaginons très mal une municipalité instaurant deux collectes sélectives ayant des matières communes.

4.8.2 Matières effectivement collectées

Le pourcentage de matières effectivement ramassées par une collecte sélective a, appelé aussi taux de récupération, est comptabilisé par la sommation sur toutes les matières visées par la collecte a, du taux de saisie de la matière multiplié par la fraction de la matière dans le sac à ordures. Cette somme nous donne la quantité de matière pouvant être effectivement ramassée si toute la population participait à la collecte a, mais comme ce n'est pas le cas, nous multiplions cette somme par le taux de participation associé à la collecte a. Ainsi, nous pouvons calculer le pourcentage ramassé par les différentes collectes x, y et z. Le reste de la matière qui n'est pas ramassée par une des collectes sélectives correspond au pourcentage de matières dans la collecte standard des ordures, soit w dans l'équation (3).

4.8.3 Fréquence de collecte

Chacune des trois collectes porte-à-porte (ordures, matières recyclables et matières organiques) possède sa propre fréquence de collecte. La fréquence de collecte des lieux de dépôt est reliée à la vitesse de remplissage des cloches qui est variable selon les saisons et les régions, nous n'avons donc pas considéré ce facteur comme un point déterminant dans l'élaboration du coût de la combinaison. Le règlement n° 6790 de l'article 17 de la Ville de Montréal établit la fréquence de l'enlèvement des déchets à 2

fois par semaine au minimum. Comme la collecte sélective porte-à-porte compte pour un service d'enlèvement des déchets, nous pouvons alors établir que la somme des fréquences des différentes collectes doit être supérieure à deux fois par semaine. Par exemple, nous ne pourrions pas avoir une collecte des ordures par semaine et une collecte de matières recyclables à toutes les deux semaines (ou une-demi fois par semaine pour l'équation), car la somme des fréquences donne 3 collectes par deux semaines ou 1,5 collecte par semaine.

Nous avons toutefois posé l'hypothèse que la collecte standard des ordures devait s'effectuer au moins une fois par semaine. Nous sommes donc intéressés aux combinaisons de collectes respectant le règlement n° 6790 et notre hypothèse, mais aussi aux combinaisons les moins coûteuses. En effet, si le modèle a le choix entre deux combinaisons collectant les mêmes matières dans les mêmes proportions, il choisira nécessairement la moins dispendieuse. En posant comme hypothèse que le taux de participation à une collecte est invariable peu importe la fréquence de celle-ci, nous pouvons alors dégager des fréquences de collectes pour une combinaison respectant toutes les conditions et qui ont la propriété de minimiser les coûts des combinaisons.

Tableau 4.11 Fréquence hebdomadaire des collectes

Fréquence hebdomadaire de chaque collecte dans une combinaison		
ordures	recyclables	organiques
2	0	0
1	0	1
1	1	0
1	0.5	0.5

Les coûts de collectes c_w, c_x et c_y sont calculés pour une fréquence d'une collecte par semaine. Pour ajuster les coûts en fonction de la fréquence, en accord avec le tableau 4.11, nous avons introduit des facteurs de fréquence f_w, f_x et f_y dans l'équation de coûts. Ces facteurs ont été calculés d'après les hypothèses de Stevens (1988), pour qui l'effet de passer d'une collecte à deux collectes par semaine augmente les coûts totaux de 26%, et de Rhyner (1995) qui évalue à 50% l'effet de ce changement sur les coûts. Ainsi, nous considérons une augmentation des coûts de 38% si nous doublons la fréquence d'une collecte. Inversement, une diminution de fréquence d'une collecte par semaine à une collecte par deux semaines entraîne une réduction de 27,54% des coûts. La partie (7) des équations résume le tableau 4.11 avec les fréquences associées.

4.8.4 Validation des coûts de collecte

Cette section démontre la validité de l'équation utilisée pour le calcul des coûts d'une combinaison dans le contexte montréalais. Pour ce faire, nous comparons les

valeurs obtenues pour les coûts de chaque collecte (c_w, c_x, c_y et c_z) avec certaines données de la littérature et de la Ville de Montréal.

4.8.4.1 Collecte des ordures

Le coût de la collecte des ordures une fois par semaine est $c_w = (46\text{-}19w)$. Si nous ne considérons aucune collecte sélective, $x = 0$, $y = 0$ et $z = 0$, nous avons $w = 1$ et donc c_w = 27,00 $/t. Ce montant est comparable au coût évalué par Urgel Delisle et ass. (1994), pour la collecte des ordures une fois par semaine, soit 26,14 $/t. Cette référence établit aussi des coûts selon la fraction de matières à collecter, présentés dans le tableau 4.12 ainsi que les valeurs de c_w pour les mêmes pourcentages.

Tableau 4.12 Comparaison de coûts pour la collecte des ordures

w	Urgel Delisle et ass.	c_w
85 %	28,83 $/t	29,85 $/t
75 %	30,50 $/t	31,75 $/t
60 %	35,40 $/t	34,60 $/t

Si on évalue, à partir de notre équation, c_w et notre facteur f_w, le coût d'une collecte des ordures deux fois par semaine et du transport vers le CTED, nous avons 27,00 $/t auquel nous ajoutons les frais moyens de transport 3,61 $/t. Ainsi, nous obtenons un montant de 30,61 $/t multiplié par un facteur de fréquence de 1,38, pour un coût total de 42,24 $/t. Ce dernier est bien représentatif des coûts moyens défrayés par la

Ville de Montréal pour ce type de collecte que nous évaluons à environ 42,98 $/t (Communication avec S. Roy, VdM, 1996). L'annexe C présente l'évaluation du coût de collecte pour la Ville.

Notre équation c_w semble fidèle aux coûts retrouvés dans la littérature et ceux de la réalité montréalaise.

4.8.4.2 Collecte sélective porte-à-porte

Le coût de la collecte sélective des matières recyclables une fois par semaine est $c_x = Max\ \{\ (183{,}5-393{,}5\,x)\ ,\ (46\text{-}19x)\ \}$. Urgel Delisle et ass. (1994) établit que le coût de cette collecte est de 125,25 $/t, avec une quantité de matières recyclables collectées équivalente à 15% du total des déchets. En appliquant une quantité récupérée de 15 % ($x = 0{,}15$) dans notre équation c_x nous obtenons un coût de 124,48 $/t. De la même manière, si nous considérons les frais encourus, en moyenne pour les années 1989 à 1994, tels que présentés dans le tableau 4.13 issu du « Bilan des activité 1994 », de la Ville de Montréal, nous obtenons un coût pour la collecte et le transport de 143,33 $/t. En retranchant les frais de transport de 3,61 $/t, nous avons un coût de 139,72 $/t avec un taux de récupération de 11,08%. Le coût fourni par notre équation pour un tel rendement ($x = 0{,}1108$) est de 139,90 $/t. Notre équation reflète donc bien la réalité montréalaise.

Tableau 4.13 Coûts de la collecte sélective à la Ville de Montréal

Année	Coût $/t [a]	Rendement %
1989	132,63 [b]	10,2
1990 [c]	124,06	non disponible
1991	117,17	12
1992	159,13	10,5
1993	152,06	11,1
1994	155,66	11,6
Moyenne	**143,33**	**11,08**

[a] Ces coûts comprennent la collecte et le transport vers le centre de tri du CTED.
[b] Ce coût a été calculé en retranchant le coût de traitement en $/t de 1990 du coût total (pour la collecte et le traitement) de 1989 soit (212,33-79,70)=132,63 $/t.
[c] Le rendement n'étant pas disponible, nous n'avons donc pas considéré cette année dans la moyenne.

L'expérience québécoise en ce qui a trait à la collecte sélective des matières organiques est très limitée et les données sont souvent peu significatives car il s'agit de coûts reliés à des projets pilotes. Nous avons donc posé l'hypothèse que cette collecte sélective possède la même équation de coût, $c_y = Max\ \{\ (183{,}5-393{,}5\,y)\ ,\ (46\text{-}19y)\ \}$, que la collecte sélective des matières recyclables. Notre hypothèse repose sur le coût fourni par une étude d'Urgel Delisle et ass. (1994) pour ce type de collecte, soit 84,95 $/t avec un taux de récupération de 25%. En appliquant ce taux à notre équation, $y = 0{,}25$, nous obtenons un coût de collecte de 85,13 $/t. Ainsi notre équation semble concorder avec cette source.

Les équations de coûts c_x et c_y sont composées de deux fonctions. La première , $183{,}5-393{,}5x$, a été obtenue à partir d'une régression linéaire des coûts et des quantités

de matières récupérées telles que mentionnées dans différentes sources. Mais nous remarquons que cette fonction est strictement décroissante et que si nous appliquons un taux de 50% de matières collectées, nous obtenons avec cette fonction un coût négatif. Nous avons donc émis l'hypothèse que le coût de la collecte sélective devait être égal ou supérieur au coût de la collecte des ordures standard (46-19x). C'est ainsi que nous obtenons l'équation $c_x = Max\ \{(183{,}5-393{,}5x), (46\text{-}19x)\}$. Nous remarquons alors que c_x et c_y sont strictement décroissantes. Ces équations semblent raisonnables, dans la mesure où la récupération de grande quantité de matières forcerait la collecte sélective à s'organiser comme la collecte des ordures et ainsi à partager des frais de collecte similaires. Mais malheureusement, aucune expérience de collecte sélective ne peut nous permettre de vérifier cette hypothèse, car aucune expérience nord-américaine n'a encore atteint des assez taux élevés de récupération. La figure 4.2 montre la fonction de coût c_x pour les collectes sélectives porte-à-porte en fonction du taux de récupération.

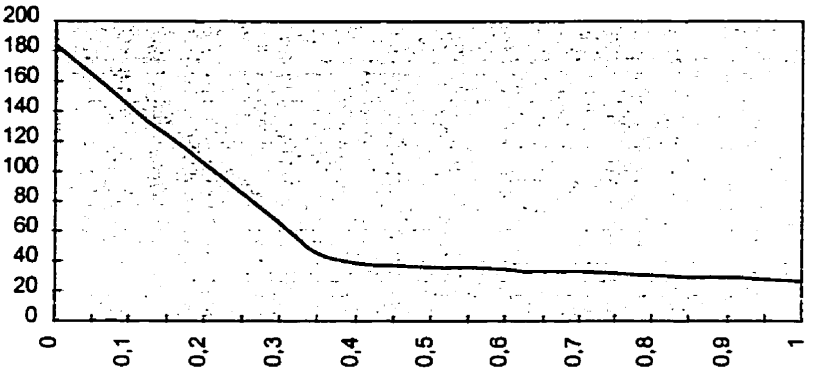


Figure 4.2 Coût de la collecte sélective porte-à-porte en fonction du taux de récupération

4.8.4.3 Collecte sélective par apport volontaire

Le contrat pour la collecte des lieux de dépôt à Montréal est attribué à une compagnie privée, ainsi les seules données du domaine public sont les coûts des contrats des dernières années et les quantités collectées. Sachant que le nombre de lieux de dépôt est sensiblement le même depuis 1991 et que les tonnages collectés dépendent du nombre de lieux de dépôt, nous avons donc établi une moyenne, présentée dans le tableau 4.14, des coûts à la tonne pour les années 1991 à 1994 d'après le « Bilan des activités 1994 » de la Ville de Montréal.

Tableau 4.14 Coûts de la collecte par apport volontaire de 1991 à 1994

Année	Coût
1991	97,46
1992	138,79
1993	140,42
1994	122,23
Moyenne	124,72

Le coût moyen calculé comprend la collecte et le transport. En retirant les frais de transport de 3,61 $/t, nous avons un coût de collecte de 121,12 $/t. Nous avons ainsi établi le coût fixe $c_c = 121$.

4.8.5 Coût d'une combinaison

Il apparaît évident maintenant que le coût d'une combinaison de collectes est la somme pondérée, par le pourcentage de matières effectivement collectées par chacune d'elles, des coûts de collecte multipliés par leur facteur de fréquence. L'équation (1) est le résultat de cette observation.

Par extension, nous pouvons supposer qu'une région est desservie par deux combinaisons. La première combinaison n'étant offerte qu'à une partie de la population et la seconde combinaison à une autre. C'est ce que nous appelons la population desservie. Ce paramètre est inclus dans le modèle et nous permet ainsi d'imaginer une

région desservie à 40% par une collecte sélective par apport volontaire et à 60% par une collecte sélective porte-à-porte. Le coût pour chacune de ces collectes est calculé de la même manière que précédemment, puisque le modèle calcule automatiquement la somme pondérée par le pourcentage de population desservie. Il faut cependant s'assurer que le taux de population desservie est inférieur ou égal à 100%. Dans le cas où le total est inférieur à 100%, le modèle considère alors la portion restante comme étant desservie par une collecte standard des ordures.

Chapitre 5

Scénarios et analyse des résultats

Ce chapitre présente les scénarios réalisés dans le but d'analyser l'impact des différentes combinaisons de collectes implantées dans la base de données, ainsi que l'effet de différentes décisions en matière de gestion des déchets sur l'ensemble du système. À la lumière de ce chapitre, nous serons en mesure d'évaluer les collectes les plus susceptibles de répondre à certains objectifs et les technologies qui leur sont associées. Nous répondons aussi à certaines questions qui ont été soulevées dans le mémoire de Live (1997).

5.1 Implantation du modèle Eugène

L'implantation du modèle Eugène a été réalisée sur des micro-ordinateurs compatibles IBM munis de processeurs pentium 150 MHz avec des capacités en mémoire vive variant entre 32 et 96 Mo. Un environnement Windows NT 3.51 gérait l'application AMPL Plus (A Mathematical Programming Language). AMPL est un langage de modélisation pour la programmation mathématique permettant de décrire des problèmes de grande de taille dans un format assez près de la notation algébrique communément utilisée en recherche opérationnelle. Le but d'une telle application est de fournir un environnement interactif facilitant la formulation et la résolution d'un modèle, en créant

des liens entre le modèle, la base de données et une grande variété de solveurs d'optimisation, pour ensuite retourner les solutions dans un format convivial pour l'analyse des résultats (Fourer et al, 1993).

5.2 Contexte

Dans cette première version de la base de données, nous nous sommes intéressés au secteur résidentiel de la Ville de Montréal. Ainsi les sites potentiels décrits dans Live (1997) sont en majorité situés sur le territoire de la Ville de Montréal, à l'exception de quelques sites situés dans les villes avoisinantes. Un ensemble de 10 sites potentiels et 3 sites existants ont été retenus. Les technologies susceptibles d'y être exploitées sont l'enfouissement sanitaire, l'incinération, le tri, le compostage et le tri-compostage (Live, 1997; Ratel, 1997). Les sites potentiels et les technologies pouvant y être construites sont présentés au tableau 5.1 pour les sites potentiels et au tableau 5.2 pour les sites existants. Il est à noter que le tri-compostage et le tri partagent un ensemble commun de localisations.

Tableau 5.1 Sites potentiels

Nom du site	Arrondissement	Technologies
M-10	9	tri, compostage
M-24	4	tri
M-65	Montréal-est	tri, compostage
M-66	9	enfouissement, tri, compostage, incinération
M-67	9	enfouissement, tri, compostage
M-68	9	enfouissement, tri, compostage, incinération
M-69	Montréal-est	enfouissement, tri
M-78	4	tri
M-79	4	incinération
M-143	Baie d'Urfée	compostage, incinération

Tableau 5.2 Sites existants

Nom du site	Arrondissement	Technologies
Demix	Montréal-est	enfouissement sélectif des cendres
Des Carrières	3	incinération
CTED_1	2	enfouissement
CTED_2	2	enfouissement
CTED_tri	2	tri

Chacune des technologies énoncées précédemment possède des caractéristiques particulières. Ainsi, l'incinération peut être modulaire ou de masse, le tri peut être poussé ou peu poussé et le compostage peut être de six différents types. En plus de ces spécificités propres à chacune des technologies, ces dernières peuvent fonctionner sous différents modes opératoires. Par exemple, l'incinération peut s'effectuer sous 40 modes opératoires différents. Le présent travail s'intéresse aux modes de collecte et de transport des déchets; nous ne ferons donc pas état de l'ensemble des modes opératoires qui ont été incorporés dans le modèle. Ce dernier point est abordé dans les mémoires de Live (1997) et Ratel (1997).

Une autre composante ne faisant pas partie de ce mémoire est la modélisation des marchés de matières récupérées et valorisées. Pour la présente étude, nous avons considéré 14 marchés pour les matières recyclables, 3 pour le compost et un pour l'électricité émanant des incinérateurs. Il n'existe présentement aucune contrainte sur les demandes minimales et maximales de ces marchés. La modélisation et l'étude de ces marchés seront traitées dans le mémoire de Ben Abdallah (1997). Les prix des matières issues des différentes technologies, tels qu'implantés dans la base de données, sont présentées dans le tableau 5.3.

Tableau 5.3 Prix des matières

Matière	**Prix ($/t)**	**Matière**	**Prix ($/t)**
Papier journal	37,78	PEHD	207,58
Papier fin	158,64	Métaux ferreux	68,89
Papier glacé	158,64	Aluminium	1260,83
Papier mélangé	158,64	Aluminium autre	1260,83
Carton ondulé	61,39	Compost AA	30,00
Verre clair	31,11	Compost A	26,15
Verre couleur	7,22	Compost B	2,91
Verre autre	2,50	**Énergie**	**Prix($/kWh)**
PET	336,78	Électricité	0,023

5.2.1 Combinaisons de collectes

Nous présentons dans cette section les combinaisons de collectes qui ont été incorporées dans la base de données. Le choix de ces combinaisons a été établi en

concordance avec les matières requises aux technologies de compostage et de tri mais surtout en tenant compte des pratiques actuelles et envisageables en ce qui a trait à la collecte des déchets et matières résiduelles.

Les matières visées par chaque collecte à la base des combinaisons sont présentées au tableau 5.4.

Tableau 5.4 Matières visées par chaque collecte sélective

	Collectes									
Matières	porte-à-porte régulière	porte-à-porte réduite	apport volontaire	herbes	branches	feuilles	résidus de cuisine	papiers	cartons	contenants
Papier journal	✓	✓	✓					✓		
Papier fin	✓		✓					✓		
Papier glacé	✓		✓							
Papier mélangé	✓		✓					✓		
Carton ondulé	✓		✓						✓	
Carton général	✓		✓						✓	
Carton multicouches										
Bois										
Verre clair	✓	✓	✓							✓
Verre coloré	✓	✓	✓							✓
Verre (autres)	✓	✓	✓							✓
PET	✓	✓	✓							✓
PEHD	✓	✓	✓							✓
Plastique (autres)										
Métaux ferreux	✓	✓	✓							✓
Aluminium boisson	✓	✓	✓							✓
Aluminium autre	✓	✓	✓							✓
Métaux non-ferreux										
Putrescibles							✓			
Herbes				✓						
Branches					✓					
Feuilles						✓				
Autres										

Chaque collecte du présent tableau peut être justifiée par l'un des trois points énoncés précédemment. Ainsi, les collectes porte-à-porte régulière et par apport volontaire correspondent à des collectes sélectives présentement implantées dans

plusieurs régions du Québec. Quant à la collecte porte-à-porte réduite, elle est plutôt rattachée à la technologie de tri peu poussé. Les quatre collectes de matières organiques, soit les collectes d'herbes, de branches, de feuilles et de résidus de cuisine, ont été implantées dans le but de satisfaire des recettes de compostage. Ces recettes présentées dans Ratel (1997), correspondent à des mélanges bien précis de matières dans le but d'obtenir du compost de qualité acceptable pour les marchés. Les trois dernières collectes représentent des sous-ensembles de matières recyclables. Elles ont été élaborées dans le but de permettre une plus grande flexibilité dans l'agencement des combinaisons de collectes et pour s'assurer de ne pas désavantager certains modes opératoires de l'incinération et du compostage. Plusieurs autres collectes peuvent être facilement imaginées, mais celles qui ont été énoncées sont les plus susceptibles de satisfaire les contraintes de la réalité.

Plusieurs combinaisons peuvent être réalisées à partir des collectes du tableau 5.4. Celles qui ont toutefois retenu notre attention dans cette étude sont présentées au tableau 5.5.

Tableau 5.5 Combinaisons de collectes

	Combinaisons																
Collectes	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**I**	**J**	**K**	**L**	**M**	**N**	**O**	**P**	**Q**
porte-à-porte régulière	✓					✓				✓			✓				
porte-à-porte réduite		✓					✓				✓			✓			
apport volontaire			✓					✓				✓			✓		
herbes				✓		✓	✓	✓	✓				✓	✓	✓		
branches				✓		✓	✓	✓	✓				✓	✓	✓		
feuilles				✓		✓	✓	✓	✓				✓	✓	✓		
résidus de cuisine					✓				✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	
papiers																✓	✓
cartons																✓	✓
contenants																	✓

La lecture du tableau ci-dessus est simple. La combinaison **F**, par exemple, serait qualifiée de collecte à trois voies : matières recyclables, matières organiques et les restes qui sont ramassés par une collecte d'ordures implicite pour chaque combinaison.

Nous voyons bien dans ce tableau la combinatoire possible avec l'ensemble des collectes du tableau 5.4. Ces collectes ont été établies pour des taux de population desservie de 100%; par exemple une collecte porte-à-porte régulière ne peut être jumelée avec une collecte de cartons car nous aurions des matières similaires dans deux collectes non disjointes, ce qui est contraire aux hypothèses du modèle. Nous aurions pu toutefois incorporer des collectes où les taux de population desservie sont différents de 100%, mais ceci augmente les possibilités de combinaisons de collectes. Nous nous sommes donc limités dans la présente étude à des populations desservies à 100%, en considérant

qu'ainsi nous pourrons établir les options de collecte les plus intéressantes pour des scénarios futurs.

Le coût de chaque combinaison peut être calculé à partir de l'équation de coût décrite au chapitre 4. Le tableau 5.6 présente les valeurs des variables nécessaires pour le calcul des coûts des combinaisons du tableau 5.5. Nous y retrouvons le pourcentage de matières ramassées par chaque voie de collecte $\Sigma S_i{*}M_i$, w représentant la collecte des ordures, x la collecte sélective porte-à-porte, y la collecte des matières organiques et z la collecte par apport volontaire. Le tableau nous montre aussi la fréquence de chaque voie de collecte (1,38 représente une fréquence de deux fois semaine, 1 pour une fois semaine et 0,7246 pour une fois à chaque deux semaines), suivie du coût pour chacune des voies de collecte et finalement du coût de chaque combinaison de collectes. On remarquera que la collecte par apport volontaire ne possède pas de fréquence de collecte, puisque ce paramètre n'est pas requis dans l'équation de coût. Pour l'élaboration des coûts, nous avons aussi fait appel à la composition, aux taux de participation et aux taux de saisie de chaque matière tels qu'établis au chapitre 4.

Tableau 5.6 Élaboration des coûts des combinaisons

		$\Sigma S_i{*}M_i$ en % pour i=				Fréquence F_i pour i=			Coût collecte en \$/t, c_i pour i=				Coût en \$/t
		w	*x*	*y*	*z*	*w*	*x*	*y*	*w*	*x*	*y*	*z*	*C*
Combinaisons	A	74,31	25,69			1	1		31,88	82,39			44,86
	B	84,67	15,33			1	1		29,91	123,19			44,21
	C	93,58			6,42	1,38			28,22			121,00	44,22
	D	98,04		1,96		1		1	27,37		175,79		30,28
	E	96,94		3,06		1		1	27,58		171,46		31,98
	F	72,35	25,69	1,96		1	0,7246	0,7246	32,25	82,39	175,79		41,17
	G	82,71	15,33	1,96		1	0,7246	0,7246	30,28	123,19	175,79		41,23
	H	91,62		1,96	6,42	1		1	28,59		175,79	121,00	37,41
	I	94,98		5,02		1		1	27,95		163,75		34,77
	J	71,25	25,69	3,06		1	0,7246	0,7246	32,46	82,39	171,46		42,27
	K	81,62	15,33	3,06		1	0,7246	0,7246	30,49	123,19	171,46		42,37
	L	90,52		3,06	6,42	1		1	28,80		171,46	121,00	39,09
	M	69,29	25,69	5,02		1	0,7246	0,7246	32,84	82,39	163,75		44,05
	N	79,66	15,33	5,02		1	0,7246	0,7246	30,87	123,19	163,75		44,22
	O	88,56		5,02	6,42	1		1	29,17		163,75	121,00	41,83
	P	80,50	16,44	3,06		1	0,7246	0,7246	30,70	118,82	171,46		42,67
	Q	76,29	23,71			1	1	0,7246	31,50	90,22			45,42
	Sac	100				1,38			37,26				37,26

5.3 Résolution du modèle Eugène

Comme le modèle Eugène est de type linéaire mixte, nous avons choisi de résoudre les problèmes générés à l'aide de l'optimiseur CPLEX 4.0 en utilisant une méthode de séparation et évaluation progressive («branch-and-bound») avec une recherche en profondeur d'abord. Le choix de la stratégie de recherche a été dicté par souci d'efficacité de résolution. Cette stratégie nous permettait aussi de ne pas dépasser les limites imposées par l'espace mémoire disponible sur les ordinateurs utilisés.

Comme nous en sommes encore aux premières expérimentations avec ce modèle et que les méthodes de résolution n'ont pas été approfondies, les scénarios ont été effectués pour 1 ou 2 périodes de 5 ans. Une exécution type sur deux périodes prenait habituellement près de trois heures. Nous avons aussi rencontré des problèmes prenant plus de 24 heures sur deux périodes sans même atteindre l'optimalité. Comme le but de ce mémoire n'est pas d'étudier les performances relatives d'un algorithme de résolution, nous ne présentons que ces remarques sommaires sur les temps de résolution des divers scénarios dans le but d'identifier les difficultés que l'on peut rencontrer dans la résolution de problèmes d'une telle envergure. Le tableau 5.7 indique le nombre de variables, de contraintes et de coefficients non nuls pour le scénario de base sur deux périodes, après que le présolveur d'AMPL ait éliminé quelques éléments superflus.

Tableau 5.7 Taille du modèle sur deux périodes

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

5.4 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 production, 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, les taux de participation s'y rattachant et les taux de saisie pour les matières.
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, comme l'enfouissement des résidus, les marchés du compost, etc.

Dans le cadre de ce mémoire, nous nous intéressons plus particulièrement aux deux premières familles. Comme les données associées à la production sont généralement mieux quantifiables et plus précises, nous avons concentré nos scénarios

sur les paramètres relatifs à la collecte. Dans un premier temps, nous avons cherché à établir un ordonnancement des collectes les plus intéressantes d'un point de vue économique. Par la suite, nous nous sommes intéressés à voir comment les collectes pouvaient nous permettre d'atteindre des objectifs de récupération et de diversion des matières enfouies. La dernière série de scénarios étudie l'effet des variations de participation aux différentes collectes.

Tous ces scénarios nous permettent d'étudier les activités de collectes et des technologies associées, sous un critère de minimisation du coût total actualisé du système. Les différents résultats sont présentés dans les sous-sections suivantes. Les activités des différentes collectes et technologies sont présentées en tonnage annuel. Les coûts des scénarios sont exprimés en milliers de dollars. Nous n'abordons pas dans ce mémoire les détails relatifs aux opérations des technologies, notre optique étant plutôt d'étudier le comportement des collectes. Une solution plus détaillée pour chaque scénario est toutefois présentée à l'annexe D.

5.4.1 Scénarios de base

Ces premiers scénarios sont ceux qui nous serviront de repère de comparaison pour tous les autres scénarios. Leurs résultats découlent de l'application de la base de

données au modèle avec des horizons de 5 ans et 10 ans, c'est-à-dire une période et deux périodes d'étude. Le tableau 5.8 présente des extraits des solutions de ces deux scénarios.

Tableau 5.8 Scénarios de base sur une et deux périodes

	I	II
Nombre de périodes	1	2
Coût du système	108 379,4	188 675,7
Combinaison de collectes	A	A
Enfouissement	273,6	273,6
Tri	94,0	94,0
Compostage	4,2	4,2

On remarque que les flots de matières sont les mêmes pour les deux scénarios. Ceci est attribuable au fait que les paramètres de la base de données possèdent les mêmes valeurs pour la première et la deuxième période, y compris ceux relatifs à la génération des déchets et aux prix des matières sur les marchés. Dans les deux scénarios, la combinaison A, composée de la collecte sélective porte-à-porte des matières recyclables et de la collecte des résidus, est appliquée à tous les arrondissements de la Ville. Les matières ainsi collectées sont acheminées au centre de tri du CTED. La majeure partie des matières triées sont vendues sur leurs marchés respectifs. Les papiers et cartons rejetés du tri sont compostés et les autres rejets sont enfouis. Les matières collectées non sélectivement sont transportées au CTED pour enfouissement.

Les technologies utilisées par ces scénarios sont les suivantes : l'enfouissement s'effectue au CTED, plus precisément au CTED_1 pour le scénario à une période et aux

CTED_1 et CTED_ 2 pour le scénario à deux périodes, le tri se fait au CTED_tri tandis que le compostage a lieu sur le site M-65 à l'aide de la technologie de plate-forme en gravier.

Ces scénarios nous montrent que la collecte sélective porte-à-porte des matières recyclables est intéressante d'un point de vue économique.

5.4.2 Classification des combinaisons

Le but visé par ces scénarios est d'établir une hiérarchie des combinaisons les plus intéressantes d'un point de vue économique avec une contrainte d'au plus une seule combinaison pour l'ensemble de la région. Lors de l'élaboration de ces scénarios, nous avons rencontré quelques problèmes liés aux temps de résolution. En effet, certains scénarios sur deux périodes pouvaient prendre plus de 24 heures à résoudre. Nous attribuons ces temps au fait qu'une fois retranchées les combinaisons les plus intéressantes, le modèle est confronté à plusieurs options combinaisons/technologies ayant des impacts similaires sur les coûts du système; le solveur ne peut donc pas faire ses branchements de façon efficace. Nous nous sommes donc contentés d'exécuter les scénarios sur une période, soit 5 années.

Le tableau 5.9 présente l'ordre par rapport au coût du système des différentes combinaisons qui ont été énoncées au tableau 5.5. Nous retrouvons ensuite, pour chaque combinaison, le pourcentage, par rapport à la quantité totale de déchets générés, de matières recyclables et organiques ramassées par les collectes composant chacune des combinaisons, le coût total du système et enfin, l'activité en tonnage annuel de chacune des technologies retenues.

Tableau 5.9 Classification des combinaisons

Combi-naisons	Matières collectées sélectivement %		Coût du système	Tri	Compostage	Enfouissement	
	recyclable	organique	(000 $)	CTED	M-65	CTED_1	CTED_2
A	25,69		**108 379**	94,0	4,2	273,6	
Q	23,71		**112 259**	83,8	7,4	280,5	
Sac			**119 410**			358,6	7,3
B	15,33		**119 494**	56,1	2,2	311,2	
C	6,36		**129 342**	23,5		343,6	
F	25,69	1,96	**130 155**	94,0	14,2	267,9	
J	25,69	3,06	**131 674**	94,0	5,6	271,0	
M	25,69	5,02	**133 244**	94,0	17,0	258,8	
D		1,96	**139 671**		9,9	356,3	3,9
G	15,33	1,96	**142 409**	56,1	12,2	305,5	
E		3,06	**142 719**			358,7	7,2
P	16,42	3,06	**144 254**	48,0	26,1	294,5	
K	15,33	3,06	**144 258**	56,1	2,8	309,8	
I		5,02	**145 750**		14,1	351,2	
N	15,33	5,02	**145 936**	56,1	6,1	296,5	
H	6,36	1,96	**146 108**	23,5	11,0	337,2	
L	6,36	3,06	**148 972**	23,5	1,8	342,0	
O	6,36	5,02	**152 054**	23,5	14,8	328,2	

Note : La combinaison **Sac** représente la collecte standard des ordures.

Une remarque et trois conclusions importantes peuvent être tirées de ces scénarios. La remarque concerne l'utilisation du CTED_2[5] pour l'enfouissement des déchets. Il apparaît que les scénarios avec les combinaisons "sac vert" (sans collecte sélective), D et E, ayant moins de 4% de matières dans les différentes collectes sélectives, nécessitent l'ouverture d'un autre site d'enfouissement avant la fin de la première période.

Les trois conclusions suivantes proviennent d'observations faites à partir de deux réorganisations du tableau 5.9. L'une propose de regrouper les combinaisons par pourcentage de matières recyclables collectées sélectivement et l'autre procède de façon similaire mais avec les matières organiques, en respectant toujours l'ordre des coûts du système. Les tableaux 5.10 et 5.11 nous présentent ces regroupements.

Tableau 5.10 Regroupement par % de matières recyclables

recyclable %	organique %	combinaison	coût total	recyclable %	organique %	combinaison	coût total
25,69	0	**A**	108 379	**6,42**	0	**C**	129 342
	1,96	**F**	130 155		1,96	**H**	146 108
	3,06	**J**	131 674		3,06	**L**	148 972
	5,02	**M**	133 244		5,02	**O**	152 054
15,33	0	**B**	119 494	**0**	0	**Sac**	119 410
	1,96	**G**	142 409		1,96	**D**	139 671
	3,06	**K**	144 258		3,06	**E**	142 719
	5,02	**N**	145 936		5,02	**I**	145 750

[5] Le CTED_2 est une partie du site d'enfouissement situé au CTED qui n'est pas encore exploitée et pour laquelle la Ville de Montréal a fait une demande d'expansion auprès du MEF.

Tableau 5.11 Regroupement par % de matières organiques

organique %	recyclable %	combinaison	coût total	organique %	recyclable %	combinaison	coût total
5,02	25,69	**M**	133 244	**1,96**	25,69	**F**	130 155
	0	**I**	145 750		0	**D**	139 671
	15,33	**N**	145 936		15,33	**G**	142 409
	6,42	**O**	152 054		6,42	**H**	146 108
3,06	25,69	**J**	131 674	**0**	25,69	**A**	108 379
	0	**E**	142 719		23,71	**Q**	112 259
	16,44	**P**	144 254		0	**Sac**	119 410
	15,33	**K**	144 258		15,33	**B**	119 494
	6,42	**L**	148 972		6,42	**C**	129 342

Le tableau 5.10 nous indique que peu importe le pourcentage de matières recyclables collectées, le modèle opte pour les combinaisons ayant le moins de matières organiques. Par exemple, la collecte porte-à-porte de matières recyclables recueillant 25,69% du sac à ordures préfère n'être associée à aucune collecte de matières organiques, puis à des collectes ramassant 1,96%, 3,06% puis 5,02%, pour former les combinaisons A, F, J, et M. La première conclusion est que la collecte de matières organiques ne semble pas avantageuse d'un point de vue économique.

Deux autres conclusions émanent du tableau 5.11. Premièrement, nous pouvons remarquer que peu importe la collecte sélective de matières organiques retenue, elle est toujours associée en premier lieu avec une collecte de matières recyclables porte-à-porte complète. Selon ces scénarios, nous concluons donc immédiatement que la collecte porte-à-porte des matières recyclables la plus complète possible est d'un point de vue économique très intéressante. Tandis que la collecte des ordures, sans collecte sélective

de matières recyclables, est parfois plus avantageuse que des collectes sélectives de matières recyclables moins complètes. Deuxièmement, nous pouvons voir que les combinaisons comprenant la collecte sélective par apport volontaire, soit C, H, L et O, sont toujours classées dernières, peu importe la fraction de matières organiques collectées. La conclusion que nous en tirons est que la collecte sélective par apport volontaire est peu intéressante par rapport aux autres formes de collectes. Cette conclusion était déjà envisageable après étude des données technico-économiques.

Les scénarios précédents donnent une bonne indication quant aux collectes nécessitant une attention particulière et celles qui sont moins intéressantes d'un point de vue économique, mais qui pourraient être éventuellement plus attirantes si l'on considérait des critères environnementaux.

5.4.3 Taux de détournement

Nous voulons dans ces scénarios établir l'évolution des coûts du système par rapport à diverses décisions de nature politique rattachées au taux de détournement. Nous entendons par taux de détournement le pourcentage de matière qui n'est pas enfouie. En d'autres termes, le taux de détournement est égal à 1 - (quantité enfouie / quantité totale générée). Pour ce faire, nous avons utilisé la base de données, telle que présentée dans les chapitres précédents, dans laquelle nous avons fixé le paramètre de détournement à

10%, 20%, 30%, etc. Pour des taux inférieurs à 25%, la solution obtenue est la même que pour le scénario de base, tandis que pour des taux supérieurs à 85%, le problème ne possède pas de solution réalisable. La figure 5.1 présente un sommaire de l'activité de chaque technologie, obtenu à partir des ces scénarios, et la figure 5.2 nous montre l'évolution des coûts du système pour le modèle avec des taux de saisie et de participation fixes sur deux périodes.

Figure 5.1 : Scénarios avec différents taux de détournement

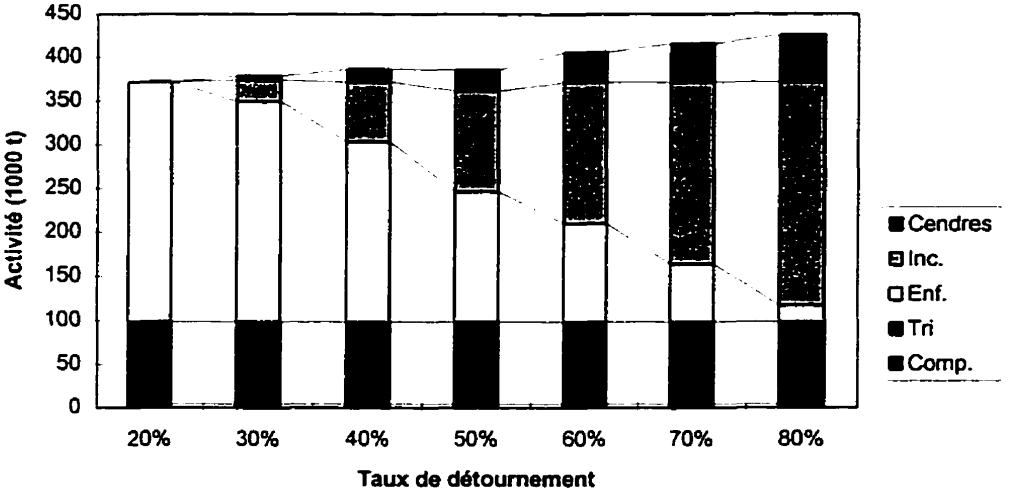
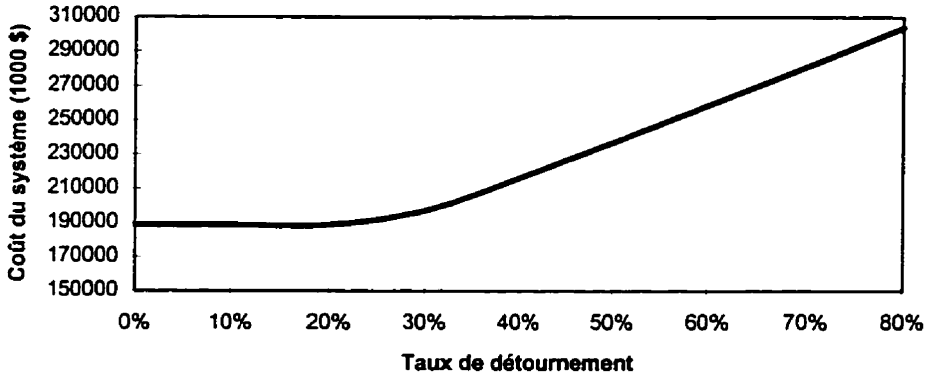


Figure 5.2 : Évolution des coûts pour les scénarios de détournement



A priori, nous espérions, avec ces scénarios, faire ressortir des combinaisons collectant les matières recyclables et organiques, et par le fait même, des technologies de compostage, comme par exemple, la combinaison M qui permettrait de détourner un peu plus de 30% des matières de l'enfouissement. Mais les résultats nous indiquent que la combinaison A est retenue pour tous les scénarios. C'est la même combinaison que pour le scénario de base.

Ces scénarios montrent donc que ce ne sont pas les collectes de matières organiques qui peuvent permettre d'atteindre des objectifs de diversion, mais plutôt l'emploi des incinérateurs modulaires. Cette technologie valorise la matière résiduelle collectée non sélectivement, mais surtout elle permet de réduire la masse de déchets à enfouir. On remarque à la figure 5.1 la place de plus en plus importante prise par cette technologie au fur et à mesure que le taux de détournement augmente.

Nous pouvons remarquer, à la figure 5.1 une augmentation quant à la quantité de matière à gérer dans le système. Cette quantité correspond au total des capacités installées pour les différentes technologies. Avec un scénario de 20% de diversion, le système gère annuellement environ 371 770 tonnes de matières, tandis qu'avec un taux de 80%, le système doit gérer chaque année près de 680 760 tonnes de matières, soit 83% de plus. Ceci est attribuable en grande partie au fait que pour chaque matière entrant à l'incinération, le système doit en plus gérer les cendres produites et les diriger vers l'enfouissement Demix. Ainsi le modèle gère plus de matières et par le fait même, augmente ses activités de transport et de manutention des matières.

5.4.4 Taux de récupération

Dans le même ordre d'idées que les scénarios précédents, nous avons voulu analyser les solutions obtenues avec différents taux de récupération et observer dans quelle mesure les collectes pouvaient être influencées. Nous définissons le taux de récupération comme étant le quotient du total de matières vendues sur les marchés de récupération sur le total de déchets générés. Comme pour les scénarios précédents, les solutions diffèrent de la solution de base autour de 25% de récupération et le problème devient non réalisable pour un taux supérieur à environ 65%. Cette limite s'explique par un ensemble de matières qui ne possèdent aucun débouché sur les marchés et qui ne

peuvent être valorisées en sous-produits acceptables par un marché. Le bois en est un exemple. La figure 5.3 présente les quantités de matières acheminées sur les marchés par les technologies de tri, de compostage et de tri-compostage ainsi que les quantités de matières enfouies. Pour sa part, la figure 5.4 montre l'évolution des coûts et des revenus dans le système.

Figure 5.3 : Scénarios avec différents taux de récupération

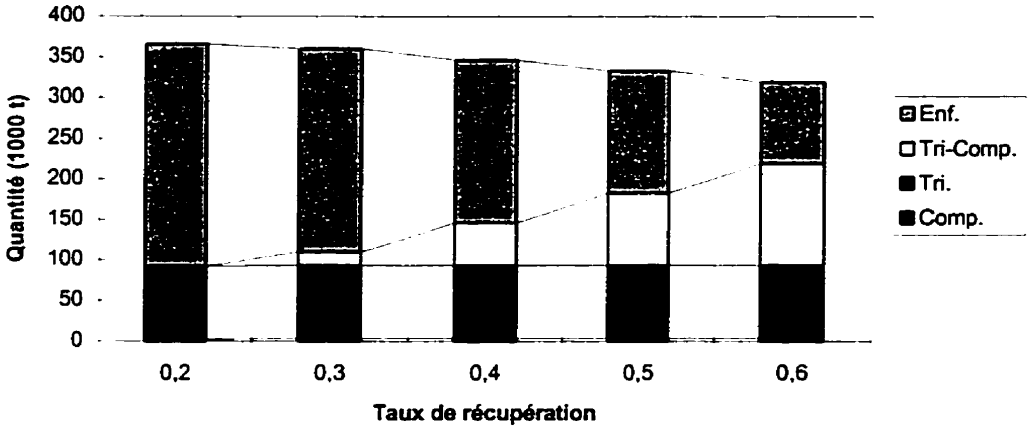
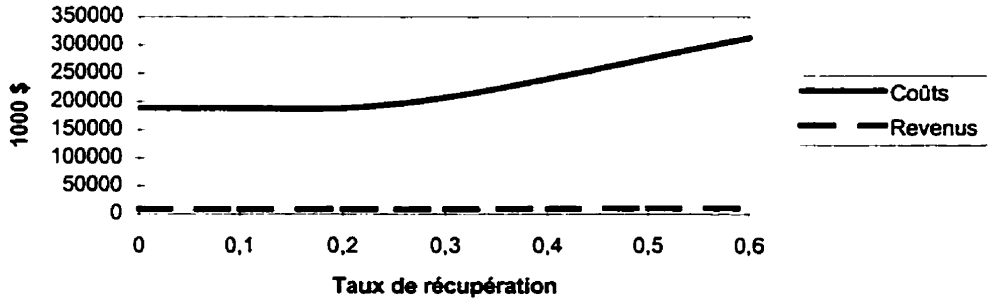


Figure 5.4 : Évolution des coûts et revenus pour les scénarios de récupération



La combinaison **A** est encore une fois ressortie comme étant l'ensemble de collectes le plus intéressant dans ces scénarios. Ceci explique le niveau d'activité stable au centre de tri qui reçoit les matières de la collecte sélective porte-à-porte complète. Nous remarquons à la figure 5.3 que c'est la technologie de tri-compostage qui nous permet d'atteindre nos objectifs de récupération. Son activité augmente en suivant le taux de récupération désiré. Contrairement au compostage et au tri, le tri-compostage accepte comme intrant les flots de sacs verts provenant des sources. Il utilise ces flots pour produire du compost et de plus il récupère les matières non contaminées, comme le verre, pour les acheminer vers les marchés. Mais par contre, les rendements du tri-compostage sont inférieurs aux rendements individuels du tri et du compostage.

Les coûts du système augmentent de façon significative, passant de 188 675 à 312 913 milliers de dollars actualisés sur dix ans, soit une augmentation des coûts de 66%. Quant aux revenus, ils croissent de 8 366 à 10 874, soit 30% d'augmentation. La croissance des coûts est beaucoup plus importante que celle des revenus. Il ne faut donc pas, avec la modélisation actuelle des marchés, compter sur un apport significatif de revenus pour contrebalancer l'augmentation des coûts attribuables aux objectifs de récupération et de recyclage. D'autant plus que le tri-compostage favorise la production d'un compost de basse qualité qui possède un prix faible.

À la lumière des deux séries de scénarios précédents, nous pouvons affirmer que la prise de décision associée aux taux de diversion et de récupération affecte les choix technologiques et laissent le choix de combinaisons indifférent. Le seul aspect où la collecte de matières entre en compte est la localisation des installations de traitement. Ainsi le modèle préfère parfois ouvrir deux installations, afin de minimiser les frais de transport des matières. Il faut se référer à l'annexe D pour voir les sites retenus dans chaque scénario.

5.4.5 Variation des taux de participation et de saisie

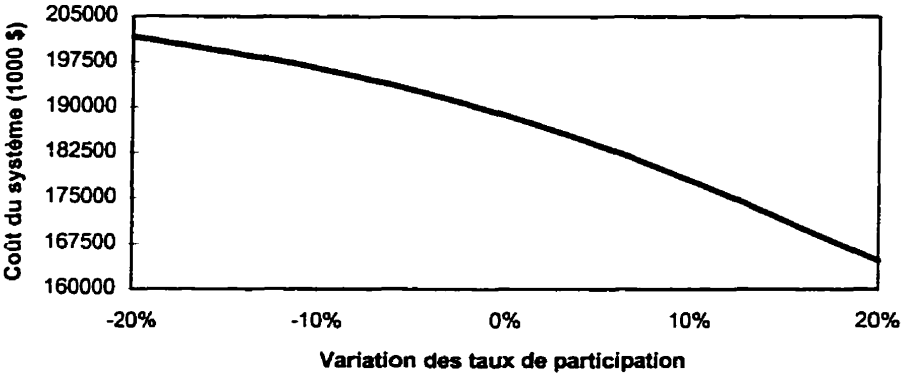
Deux facteurs importants lors de la modélisation des collectes sont les taux de participation et de saisie. Ceux-ci sont difficilement quantifiables et sujets à variation. Nous apprenons par la littérature que les taux de participation ont tendance à diminuer avec le temps; il s'agit d'un phénomène d'essoufflement que les municipalités tentent de contrecarrer à l'aide de programmes de sensibilisation.

Le pourcentage d'une matière effectivement ramassée par une collecte est équivalent au produit du taux de participation et du taux de saisie. Si nous désirons faire varier ce pourcentage collecté, nous pouvons changer le taux de participation ou le taux de saisie ou encore les deux simultanément. Comme le taux de saisie est en partie rattaché au jugement général des personnes participant aux collectes, à savoir si une

matière est acceptable dans une collecte spécifique ou si la matière est contaminée et par conséquent non recyclable, nous avons porté notre attention sur les taux de participation. Ces derniers sont plus susceptibles d'être influencés par des mesures de sensibilisation et des changements d'attitude sociale.

Nous avons fait varier les taux de participation pour toutes les collectes, d'abord en les augmentant de 10% puis de 20%, et ensuite en les réduisant de 10% et 20%. Le taux de participation de la collecte sélective porte-à-porte varie donc de 60% à 100%, tandis que celui des matières organiques varie de 10% à 50%. Nous désirions ainsi établir si une variation des taux de participation peut influencer le choix de combinaisons. De plus, ces scénarios ont la propriété de nous informer sur les montants qui devraient être alloués aux programmes de sensibilisation à la collecte sélective. Si un décideur connaît l'économie engendrée par une hausse de 10% de la participation, alors il connaît par le fait même le montant maximal qu'il est prêt à allouer aux différents programmes de sensibilisation qui pourraient créer cette hausse. La figure 5.5 présente les coûts des différents scénarios.

Figure 5.5 : Évolution des coûts avec différents taux de participation



Étant donné que le coût du système diminue d'environ 11 millions de dollars, actualisé sur dix ans, grâce à une augmentation de la participation de 10%, il serait donc intéressant d'investir une partie de ce montant pour induire un tel changement au sein de la population.

Une analyse plus fine des résultats issus de ces scénarios nous indique le montant maximal, en dollars par logement, que la Ville peut allouer aux programmes de sensibilisation. Pour obtenir ce montant nous procédons comme EMR (1984), nous actualisons les quantités annuelles de matières collectées sélectivement, pour chaque scénario avec variation de participation, pour ensuite comparer cette quantité et le coût de ces scénarios avec le scénario sans aucune collecte sélective. Il est possible alors d'établir, avec le taux de matières recyclables effectivement collectées (taux de saisie × taux de participation) et la quantité de déchets générées par logement (365 900 tonnes /

517 337 logements = 0,707276 t/logement), le montant maximal qui peut être accordé à la sensibilisation.

Plus précisément, le coût moyen par tonne supplémentaire de matière collectée sélectivement dans un scénario B, par rapport à un scénario A où les taux de participation sont inférieurs, est obtenu comme suit :

$$Coût\ moyen(\$ / t) = \frac{Coût(B) - Coût(A)}{\sum_{t=1}^{T} fa_flot[t] \times \left(QCS[B,t] - QCS[A,t]\right)}$$

où

Coût(i) est le coût total actualisé du système pour le scénario *i* ;

QCS[i,t] est la quantité annuelle de matières collectées sélectivement dans le scénario *i* à la période *t* ; et

fa_flot[t] est le facteur d'utilisation associé aux flux monétaires annuels de la période *t* dans le calcul de la somme des coûts actualisés du système (voir la section 3.2 du chapitre 3).

Dans le cas présent, nous avons *T*=2, *fa_flot[1]*=4,38721 et *fa_flot[2]*=3,12802. Les résultats de cette analyse sont résumés au tableau 5.12.

Tableau 5.12 Frais de sensibilisation maximaux

% effectivement collecté	Qté Collectée annuelle t = 1, 2	Qté Collectée actualisée	Coût actualisé	Différence de coût	Rapport $/t recyclable	Rapport $/logement
0,00%	0,00	0,00	211 288,19	0,00	0,00	0,00
19,27%	61,86	461,39	201 679,34	9 608,85	20,67	2,82
22,48%	82,26	613,54	196 450,79	14 837,40	24,00	3,82
25,69%	94,02	701,19	188 675,65	22 612,54	32,00	5,82
28,91%	105,77	788,84	177 921,27	33 366,92	41,98	8,58
32,12%	117,52	876,49	164 696,58	46 591,60	52,75	11,98

Dans ce tableau, le pourcentage effectivement collecté de 0% correspond à la collecte des ordures standard. Les pourcentages de 19,27%, 22,48%, 25,69%, 28,91% et 32,12% correspondent respectivement aux scénarios avec variation de la participation de -20%, -10%, 0%, +10% et +20% par rapport au scénario de base. Nous remarquons que, pour la combinaison A (combinaison retenue dans tous les arrondissement de la Ville avec le scénario de base où 25,69% des matières sont effectivement collectées), nous ne devrions pas dépenser annuellement plus de 5,82$ par logement aux efforts de sensibilisation. Aussi longtemps que nous accordons moins que ce montant, les impacts économiques générés rentabiliseront cette dépense.

Le tableau précédent nous montrait le montant maximal que l'on peut accorder pour passer d'aucune collecte sélective à une collecte sélective avec rendement effectif de 19,37%, 22,48%, etc. Dans le même ordre d'idées, nous procédons de manière similaire pour connaître le montant maximal que nous serions prêts à accorder pour passer d'un taux effectif de collecte à un autre, par exemple si nous voulons améliorer le taux de

rendement actuel, soit 25,69%, pour le faire passer à 28,91%. Le tableau 5.13 présente les montants qui ont été obtenus en comparant tous les scénarios les uns avec les autres.

Tableau 5.13 Montant en $/logement attribuable à l'augmentation du rendement de la collecte sélective.

Taux effectif de collecte	0,00 %	19,27 %	22,48 %	25,69 %	28,91 %	32,12 %
0,00 %	0,00	2,82	3,82	5,82	8,58	11,98
19,27 %		0	5,42	9,78	14,72	20,09
22,48 %			0	16,00	21,45	27,23
25,69 %				0	24,90	30,84
28,91 %					0	34,02
32,12 %						

Le tableau indique que le fait de passer de 22,48% à 28,91% de matières recyclables effectivement collectées, dans la solution optimale avec la combinaison A, nous ferait épargner 21,45$ par logement. Il serait donc intéressant d'allouer une somme inférieure à ce montant pour engendrer une telle hausse. Le reste du tableau s'interprète de la même manière.

Les technologies retenues par le système dans l'ensemble de ces solutions sont les mêmes que pour le scénario de base, c'est-à-dire le tri au CTED, le compostage des rejets du tri et l'enfouissement des résidus non collectés sélectivement au CTED. Un seul de ces scénarios se différencie par son choix de combinaisons. Le scénario avec une diminution de 20% de participation préfère effectuer une collecte des sacs verts dans

certains arrondissements plutôt que la combinaison A avec collecte de matières recyclables. Ceci s'explique par le taux de participation qui est de 60%, rendant ainsi cette collecte moins intéressante et les investissements dans le centre de tri moins évidents.

Un dernier scénario utopique a été effectué en supposant une société où les taux de participation et de saisie atteignent 100% pour toutes les matières organiques tout en laissant les taux inchangés pour les matières recyclables. Nous nous assurons ainsi de ne pas sous-estimer les taux affectés aux matières organiques. La solution obtenue était en tout point identique à la solution de base. Nous pouvons donc conclure que, peu importe les taux de participation et de saisie pour les matières organiques, celles-ci n'apparaissent pas comme une option intéressante pour les combinaisons de collectes.

5.5 Discussion

Avant d'aborder cette discussion, il est nécessaire de se rappeler que tous les scénarios ont été exécutés avec un objectif de minimisation des coûts du système de gestion des déchets. Si nous avions considéré des aspects environnementaux ou sociaux, nous aurions sans doute été guidé vers des résultats d'une toute autre nature qui auraient mis en évidence un ensemble de combinaisons différent.

Les scénarios présentés dans ce chapitre nous montrent une tendance vers la collecte des matières recyclables. C'est ainsi que nous retrouvons, dans les scénarios de base et dans la majeure partie des autres scénarios, la collecte porte-à-porte complète des matières recyclables. L'apparition presque systématique de cette collecte est un point intéressant en faveur du principe des 4RV-E qui devrait encourager les preneurs de décision dans la poursuite des programmes de sensibilisation et de recyclage. D'autant plus que le modèle Eugène peut s'avérer un outil intéressant dans l'évaluation des efforts monétaires à déployer.

Par contre, nous remarquons un désintéressement presque total pour les matières organiques comme l'herbe, les branches, les feuilles et les résidus de cuisine. Puisque l'indifférence du modèle pour les collectes de matières organiques n'est pas attribuable aux taux de saisie et de participation incorporés dans la base de données, il faudra se tourner vers l'étude des débouchés du compost sur les marchés pour tirer des conclusions plus approfondies.

À la lumière de ces scénarios, il apparaît également que la prise de décision associée aux taux de diversion et de récupération n'affecte pas le type de collecte instaurée mais plutôt les choix technologiques. Il est toutefois intéressant de remarquer que le choix du site pour une technologie est affecté en partie par les coûts de transport des matières.

La prochaine étape de développement du modèle Eugène, qui consiste en l'intégration de critères environnementaux et sociaux, pourra sans doute apporter une dimension supplémentaire à l'évaluation des différentes options de collectes des matières. Options qui sont présentement dominées, d'un point de vue économique, par l'unique collecte porte-à-porte complète des matières recyclables.

Conclusion

À travers ce mémoire, nous nous sommes penchés sur les aspects de la génération, de la collecte et du transport des déchets solides résidentiels. Ce travail fait partie d'un projet plus global visant l'élaboration d'un modèle mathématique de programmation linéaire mixte servant d'outil d'aide à la décision pour les gestionnaires oeuvrant dans le domaine de la gestion intégrée des déchets.

Nous avons présenté dans un premier temps les origines du changement à la base d'une gestion intégrée des déchets axée sur le principe des 4RV-E. Ces nouvelles politiques de gestion et la situation économique actuelle nécessitent l'analyse d'un vaste ensemble de critères qui peuvent être regroupés dans une approche système ayant pour base un modèle de programmation mathématique.

Dans un deuxième temps, nous avons fait une revue de la littératue montrant les principaux modèles mathématiques traitant des problèmes de gestion des déchets. Cette revue de la littérature nous a permis de mettre en évidence les caractéristiques distinctives du modèle Eugène développé au GERAD, modèle qui a été raffiné tout au long de l'évolution de ce mémoire.

Dans un troisième temps, nous avons contribué à la mise sur pied d'une base de données rattachée le plus possible à la réalité montréalaise, en ce qui a trait au prétraitement des matières résiduelles. L'acquisition et l'étude de ces données a été une étape importante dans le développement de ce premier modèle de type prospectif pour la Ville de Montréal.

Dans un quatrième temps, nous avons expérimenté le modèle par l'analyse de différents scénarios basés sur des ensembles d'options de gestion variées avec un critère de minimisation des coûts du système. La résolution de ces scénarios s'est effectuée par une méthode de "branch-and-bound" standard, avec une recherche en profondeur. La méthode utilisée s'est avérée efficace pour la résolution de problèmes générant plusieurs milliers de variables et contraintes, en tenant compte du fait que ces problèmes appartiennent à une classe de problèmes difficiles en raison du nombre important de variables entières.

Nous avons mis en évidence avec ces scénarios une tendance vers la collecte des matières recyclables. Nous retrouvons, dans les scénarios de base ainsi que dans la majeure partie des scénarios, la collecte porte-à-porte complète des matières recyclables. L'apparition presque systématique de cette collecte devrait donc guider les gestionnaires dans la poursuite des programmes de recyclage. Nous avons par contre remarqué un désintéressement pour la collecte des matières organiques. Des scénarios ont aussi

soulevé le fait que la prise de décision associée aux taux de diversion et de récupération n'affecte pas le type de collecte instaurée mais plutôt les choix technologiques. Une analyse plus fine des scénarios de participation nous a permis d'entrevoir les avantages associés à une hausse des taux de participation et de quantifier monétairement les efforts qui devraient être mis en place par la Ville de Montréal pour soutenir l'intérêt des citoyens. Toutefois, ces résultats sont relatifs aux hypothèses formulées dans ce mémoire et dans l'ensemble des travaux du groupe de gestion des déchets du GERAD. De plus, les résultats obtenus découlent d'un critère économique ne tenant pas compte, à ce stade-ci, des aspects environnementaux et sociaux qui jouent une part tout aussi importante dans la prise de décisions.

Le travail réalisé dans ce mémoire ne constitue qu'un début dans l'élaboration d'un outil d'aide à la décision pour la gestion intégrée des déchets, car d'autres technologies de traitement et d'élimination, d'autres modes de transport et de collectes, d'autres matières et marchés, etc., bref, un ensemble encore plus vaste de critères et de paramètres technico-économiques peuvent venir enrichir le modèle. Comme un outil d'aide à la décision se doit d'être le plus complet possible, il faudra travailler à l'évolution constante de la base de données. Cette évolution pourrait même s'attaquer aux secteurs institutionnel, commercial et industriel, qui n'ont pas été considérés dans cette première version du modèle.

Une autre avenue de recherche est l'amélioration de la connaissance de la forme particulière des problèmes générés par le modèle. Cette connaissance nous amènera éventuellement à l'amélioration des temps de résolution, ce qui est un atout intéressant pour tout outil d'aide à la décision.

Finalement, comme les décisions en matière de gestion des déchets ne sont pas seulement de nature économique, il faudra inclure des critères évaluant les aspects sociaux et environnementaux des diverses options de gestion. Les avenues à exploiter au sein du groupe de gestion des déchets sont très diversifiées et elles prendront places, nous l'espérons, dans de futures recherches ayant comme but commun la conception d'un outil d'aide à la décision le plus efficace 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. BEN ABDALLAH, M. (1997), Mémoire de maîtrise en rédaction, École des Hautes Études Commerciales, Montréal, Canada.

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. BRUNTLAND, G.H. et al. (1988), *Notre avenir à tous. La commission mondiale sur l'environnement et le développement*, Les éditions du fleuve, Montréal, 432 p.

6. BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT (1997), *Déchets d'hier, ressources de demain - Le rapport d'enquête et d'audience publique*, 506 p.

7. BUREAU DE FORMATION ET D'INTERVENTION INC. (1992), *Élaboration de scénarios de gestion des déchets pour la régie intermunicipale de gestion des déchets de la Mauricie*, 241 p.

8. 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.

9. CENTRE AND SOUTH HASTINGS RECYCLING BOARD (1995), *Blue box 2000: Breaking 50*, Ontario, 44p.

10. 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.

11. 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.

12. COLLECTE SÉLECTIVE QUÉBEC (1995), *Rapport annuel 1995*, 12p.

13. COMPASS Modeling Solutions, Inc. (1995), *Using AMPL Plus*, Reno, Nevada, 136 p.

14. 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.

15. DÉFI DÉCHETS (1991), *Déchets domestiques et matières récupérables - Volume 3*, Ville de Montréal, 141 p.

16. DÉFI DÉCHETS (1991), *L'enfouissement - Volume 10*, Ville de Montréal, 99 p.

17. DÉFI DÉCHETS (1991), *Réduction, récupération, réemploi, recyclage : les 4R - Volume 1*, Ville de Montréal, 91 p.

18. DRAFT (1989), *National recycling coalition measurement standards and reporting guidelines*, presented to the NRC membership.

19. DRAFT (1989), *National recycling coalition measurement standards and reporting guidelines*, presented to the NRC membership.

20. ÉTUDE ÉCONOMIQUE CONSEIL (1991), *Plan directeur de gestion intégrée des déchets : Étude d'impact économique. Présenté à la Ville de Montréal.* Montréal, 24p.

21. EMR / PAC / ECOS (1984), *Economics of energy conservation in Canada*, Economic and financial division, Ottawa, 59 p.

22. 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.

23. FORRESTER, J.W., MEADOWS, D.H. et al. (1972), *The limits to growth*, Universe Books, New York.

24. FOURER, R., GAY, D.M et KERNIGHAN, B.W. (1993), *AMPL: A Modeling Language for Mathematical Programming*, The Scientific Press.

25. GOTTINGER, H.-W. (1991), *Economic Models and Applications of Solid Waste Management*, Gordon and Breach Science Publishers, 119 p.

26. GROUPE DE RECHERCHE ET D'ANALYSE INTERDISCIPLINAIRE EN GESTION DE L'ENVIRONNEMENT (G.R.A.I.G.E/U.Q.A.M.), LÉONARD, J.F., LÉVEILLÉE, J., REVÉRET, J.P. (1989), *Rapport sur la production et le traitement des déchets domestiques à Montréal*, Montréal.

27. 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.

28. 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.

29. 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.

30. 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.

31. LIVE, N. (1997), *Modélisation des technologies de traitement et d'élimination dans un système de gestion intégrée des déchets*, Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada, 202 p.

32. LUND, J.R. (1990), « Least Cost Scheduling of Solid Waste Recycling », *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 116, No. 1, 182-197.

33. 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.

34. MIELKE, G. ET WALTERS, D. (1988), A planning guide for residential recycling programs in Illinois : Drop-off, curbside and yard waste, Office of solid waste and renewable ressources, Illinois departement of energy and natural ressources, Springfield, Illinois.

35. MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE (1994), *Guide de la collecte sélective des matières recyclables,* Publications du Québec, 135 p.

36. 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.

37. 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.

38. 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.

39. RECYC-QUÉBEC (1996), *Bilan des matières récupérées et recyclées au Québec,* 70p.

40. 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.

41. 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.

42. 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.

43. SCHADE, B.F. (1989), *Solid waste management in Oklahoma, an economic analysis*, Thèse de maîtrise, Université d'Oklahoma, Norman, Oklahoma.

44. 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.

45. 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.

46. TCHOBANOGLOUS, G. (1993), *Integrated Solid Waste Management : Engineering Principles and Management Issues*, McGraw-Hill, New York, 978 p.

47. TCHOBANOGLOUS, G., THIESSEN, H., ELIASSEN, R. (1977), *Solid wastes: Engineering principles and management issues*, McGraw-Hill, New York.

48. URGEL, DELISLE ET ASSOCIÉS INC. (1994), *Étude de faisabilité technico-économique sur le traitement et la valorisation des déchets domestiques (Rapport-synthèse)*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la coordination de la recherche, 82 p.

49. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992), *Characterization of municipal waste in the U.S. : 1992 update*, Washington.

50. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1994), *Characterization of municipal waste in the U.S. : 1994 update*, Washington.

51. VILLE DE MONTRÉAL (1991), *Étude d'impact économique - Plan directeur de gestion intégrée des déchets*, 18 p.

52. VILLE DE MONTRÉAL (1995), *Bilan des activités 1994 - Gestion des déchets et des matières récupérables*, 21 p.

53. VILLE DE MONTRÉAL, SERVICE DE LA PROPRETÉ (1994), Cahier des charges : Enlèvement et transport des déchets et autres objets 1995-1998, 396 p.

54. 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.

55. 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

Composition des déchets résidentiels, GRAIGE 1989

Tableau A.1 Composition des déchets résidentiels GRAIGE, (1989).

[illegible]	[illegible]	[illegible]
Papier	journal	11.19
	fin	2.14
	alimentaire	0.37
	kraft	0.87
	glacé	3.55
	autres	5.47
Carton	plat	3.16
	ondulé	2.68
	alimentaire	1.53
	multicouches	0.24
Bois	brut	0.49
	autres	1.84
Verre	vin clair	0.40
	vin couleur	1.55
	alimentaire clair	2.55
	alimentaire couleur	0.68
	consigné	0.22
	plat	0.20
	autres	0.55
Plastique	contenants consignés	0.08
	pellicule	3.44
	contenants rigide	1.46
	autres	1.52
Métaux	ferreux alimentaire	2.15
	autres ferreux	1.57
	aluminium consigné	0.10
	autres aluminium	0.41
	cuivre	0.09
	autres non ferreux	0.70
Matières putrescibles		24.47
Résidus de jardin	herbes	2.04
	feuilles et branches	7.29
Déchets dangereux	huile pour moteurs	0.02
	médicaments	0.03
	produits chimiques solides	0.11
	produits chimiques liquides	0.41
	piles	0.07
	batteries (autos)	0.03
Autres déchets	caoutchouc	0.26
	textile et cuir	2.80
	petit électroménager	0.29
	gros électroménager	0.21
	mobilier	0.20

Annexe B

Matrices des distances entre les arrondissements et les installations et entre installations

Tableau B.1 Distances (km) entre les arrondissements et les sites de gestion des déchets

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
M-66	17.93	13.97	12.76	8.97	15.52	17.93	21.21	21.72	1.21
M-67	17.24	13.28	11.90	8.00	14.66	17.07	20.34	21.03	1.21
M-10	15.69	12.00	10.76	7.62	13.79	16.21	19.14	20.17	1.31
M-68	17.24	13.28	12.07	8.45	15.00	17.24	20.52	21.38	0.69
M-78	12.76	7.83	5.00	1.10	6.72	8.79	13.10	12.76	9.48
M-79	12.14	7.34	4.31	2.07	5.59	7.59	11.90	11.48	10.69
M-106	15.86	12.24	11.38	8.38	14.48	16.90	19.66	20.69	1.38
M-24	13.62	8.38	6.03	1.48	7.83	10.10	14.14	13.79	8.62
M-65	15.69	11.21	10.17	6.72	13.10	15.52	18.62	19.66	1.90
M-69	14.48	9.90	8.00	3.90	10.55	12.93	16.55	16.90	5.00
M-143	21.72	26.38	30.17	33.62	28.79	27.76	22.76	25.69	38.28
CTED	6.70	3.00	3.70	7.30	5.60	7.40	8.50	10.70	14.40

Tableau B.2 Distances (km) entre les sites de gestion des déchets

	M-66	M-67	M-10	M-68	M-78	M-79	M-106	M-24	M-65	M-69	M-143	CTED
M-66		0.97	2.24	0.69	9.59	10.86	2.41	8.62	2.41	5.17	39.31	13.28
M-67	0.97		1.83	0.76	8.62	9.90	2.41	7.76	1.72	4.21	38.97	12.76
M-10	2.24	1.83		1.55	8.45	9.55	0.90	7.59	1.00	4.03	37.07	11.21
M-68	0.69	0.76	1.55		9.55	10.41	1.83	8.28	1.90	4.66	38.62	12.76
M-78	9.59	8.62	8.45	9.55		1.38	9.31	1.21	7.59	4.66	34.14	7.41
M-79	10.86	9.90	9.55	10.41	1.38		10.34	2.41	8.72	5.86	33.10	6.93
M-106	2.41	2.41	0.90	1.83	9.31	10.34		8.45	1.90	4.83	37.24	11.72
M-24	8.62	7.76	7.59	8.28	1.21	2.41	8.45		6.72	3.69	34.83	8.17
M-65	2.41	1.72	1.00	1.90	7.59	8.72	1.90	6.72		3.10	37.07	10.86
M-69	5.17	4.21	4.03	4.66	4.66	5.86	4.83	3.69	3.10		36.03	9.31
M-143	39.31	38.97	37.07	38.62	34.14	33.10	37.24	34.83	37.07	36.03		26.72
CTED	13.28	12.76	11.21	12.76	7.41	6.93	11.72	8.17	10.86	9.31	26.72	

N.B. Les distances ont été calculées selon la norme euclidienne sur une carte de l'Ile de Montréal.

Annexe C

Évaluation des coûts de la collecte des ordures à la Ville de Montréal

Tableau C.1 Structure des coûts de la collecte des ordures

[redacted]	
Prix d'un camion ($)	174,000.00
Taux d'intérêt	8 %
Coût financier (intérêt) ($)	13,920.00
Taux d'amortissement	10 %
Amortissement annuel ($)	17,400.00
Total sans réserve ($)	31,320.00
Taux de réserve[1]	0.20
Total avec réserve ($)	37,584.00
Nombre de camions par contrat[2]	0.62
[redacted]	[redacted]

[redacted]	
Nombre d'auxiliaires de collecte	2
Taux horaire des auxiliaires ($)	15.84
Heures travaillées par semaine	22
Coût hebdomadaire des auxiliaires ($)	696.96
Nombre de chauffeurs	1
Taux horaire du chauffeur ($)	18.27
Heures travaillées par semaine	22
Coût hebdomadaire des chauffeurs ($)	401.94
[redacted]	[redacted]

[redacted]	
Coût annuel par camion ($)	26,186.00
[redacted]	[redacted]

[redacted]	
[redacted]	[redacted]

[redacted]	
Coût ajusté d'équipement ($)	448.12
Coût de main-d'oeuvre ($)	1098.90
Coût ajusté d'entretien ($)	312.22
Coût de carburant ($)	170.40
[redacted]	[redacted]

Coût hebdomadaire ($)	2029.63
Quantité annuelle de déchets (t)	365,900.00
Nombre de contrats	149
Quantité par contrat par semaine (t)	47.22
[redacted]	[redacted]

Main-d'oeuvre	54%
Amortissement du camion	22%
Entretien	15%
Essence	8%

	privé	*régie*
Main-d'oeuvre	66%	53%
Amortissement du camion	12%	29%
Entretien	19%	15%
Essence	3%	3%

Notes :

1. Le taux de réserve représente le nombre de camions excédentaires nécessaires pour suppléer aux éventuels bris d'équipement.
2. Le nombre de camions par contrat est inférieur à 1 car ceux-ci peuvent être partagés entre la collecte de jour et de soir.
3. Les coûts ajustés tiennent compte du nombre de camions par collecte.
4. Le coût du carburant a été calculé d'après notre coût de 0.51$/t•km, un tonnage moyen de 47.22 tonnes et une distance de 7.1km.
5. Cette structure des dépenses n'est présentée ici qu'à titre comparatif.

Annexe D

Détails des différents scénarios

Les tableaux de cette annexe présentent plus en détail les choix technologiques, les localisations de chaque technologie et leur activité à chaque période pour chaque scénario élaboré au chapitre 5.

Tableau D.1 Scénarios de base

Scénarios base		Enfouissement 10^3 t		Tri 10^3 t	Compostage 10^3 t	Combinaison	Revenus	Coût du système
		CTED		CTED	Plate-forme g.			
		1	2		M-65		10^3 $	10^3 $
Base I	1	273,6		94,0	4,2	A	8 366	108 379
Base II	1	273,6		94,0	4,2	A	8 366	
	2	101,1	172,5	94,0	4,2	A	8 366	188 676

Tableau D.2 Scénarios de classification des collectes

Scénarios combinaison 1 période	Enfouissement 10^3 t		Tri 10^3 t	Compostage 10^3 t	Revenus	Coût du système
	CTED		CTED	Plate-forme g. M-65		
	1	2			10^3 $	10^3 $
A	273,6		94,0	4,2	8 366	108 379
Q	280,5		83,8	7,4	7 103	112 259
Sac	358,6	7,3				119 410
B	311,2		56,1	2,2	4 012	119 495
C	343,6		23,5		2 089	129 342
F	267,9		94,0	14,2	8 386	130 155
J	271,0		94,0	5,6	8 459	131 673
M	258,8		94,0	17,0	8 632	133 245
D	356,4	3,9		9,9	20	139 671
G	305,5		56,1	12,2	4 032	142 409
E	358,7	7,2				142 719
P	294,5		48,0	26,1	4 075	144 254
K	309,8		56,1	2,8	4 059	144 258
I	351,2			14,1	161	145 750
N	296,5		56,1	15,4	4 226	145 936
H	337,2		23,5	11,0	2 112	146 108
L	342,0		23,5	1,8	2 114	148 971
O	328,2		23,5	14,8	2 279	152 054

Tableau D.3 Scénarios avec variation des taux de détournement

Scénarios taux de diversion		Enfouissement 10^3 t			Tri 10^3 t	Compostage 10^3 t	Incinération 10^3 t			Combinaison	Revenus	Coût du système
		CTED		Demix	CTED	Plate-forme g.	Modulaire					
		1	2			M-65	M-68	M-79	M-10		10^3 $	10^3 $
≤ 20%	1	273,6			94,0	4,2				A	8 366	188 676
	2	101,1	172,5		94,0	4,2				A	8 366	
30%	1	251,4		4,7	94,0	4,2	24,6			A	8 530	197 014
	2	123,8	127,6	4,7	94,0	4,2	24,6			A	8 530	
40%	1	204,9		14,6	94,0	4,2	20,2	48,5		A	8 863	216 243
	2	170,3	34,6	14,6	94,0	4,2	20,2	48,5		A	8 863	
50%	1	148,4		24,5	94,0	4,2	20,2	95,0		A	9 197	236 738
	2	148,4		24,5	94,0	4,2	20,2	95,0		A	9 197	
60%	1	111,9		34,5	94,0	4,2	49,2	125,0		A	9 530	258 476
	2	111,9		34,5	94,0	4,2	49,2	125,0		A	9 530	
70%	1	65,4		44,4	94,0	4,2		125,0	106,3	A	9 863	280 941
	2	65,4		44,4	94,0	4,2		125,0	106,3	A	9 863	
80%	1	18,9		54,3	94,0	4,2	29,7	125,0	125,0	A	10 196	303 910
	2	18,9		54,3	94,0	4,2	29,7	125,0	125,0	A	10 196	
90%		PAS DE SOLUTION RÉALISABLE										

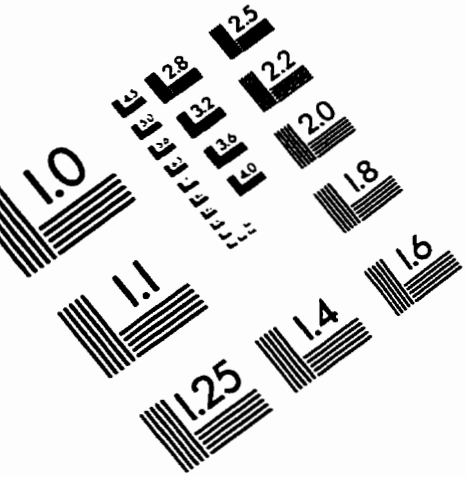
Tableaux D.4 Scénarios avec variation des taux de récupération

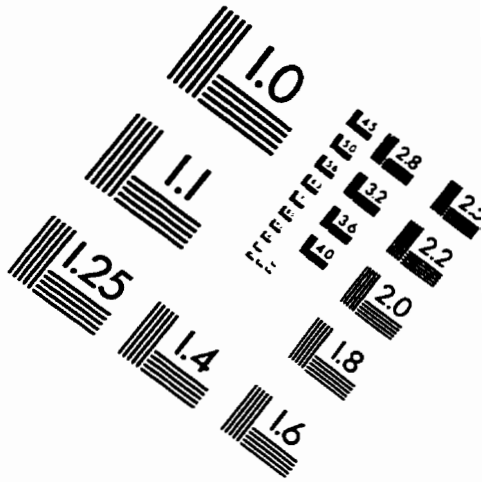
Scénarios taux de récupération		Enfouissement 10^3 t		Tri 10^3 t	Compostage 10^3 t			Tri-Compostage 10^3 t		Combinaison	Revenus	Coût du système
		CTED		CTED	Plate-forme g.			réservoir				
		1	2		M-65	M-66	M-68	M-65	M-10		10^3 $	10^3 $
≤ 20%	1	273,6		94,0	4,2					A	8 366	
	2	101,1	172,5	94,0	4,2					A	8 366	188 676
30%	1	250,3		94,0		5,2		34,4		A	8 702	
	2	117,7	132,6	94,0		5,2		34,4		A	8 702	207 365
40%	1	200,0		94,0			5,2	109,1		A	9 426	
	2	153,3	46,8	94,0			5,2	109,1		A	9 426	240 532
50%	1	149,6		94,0	5,2				183,7	A	10 150	
	2	149,6		94,0	5,2				183,7	A	10 150	276 537
60%	1	99,3		94,0	5,2				258,3	A	10 874	
	2	99,3		94,0	5,2				258,3	A	10 874	312 913
≥ 70%		PAS DE SOLUTION RÉALISABLE										

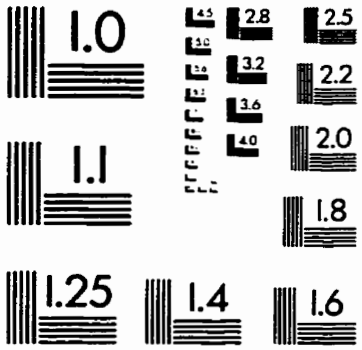
Tableaux D.5 Scénarios avec variation des taux de participation

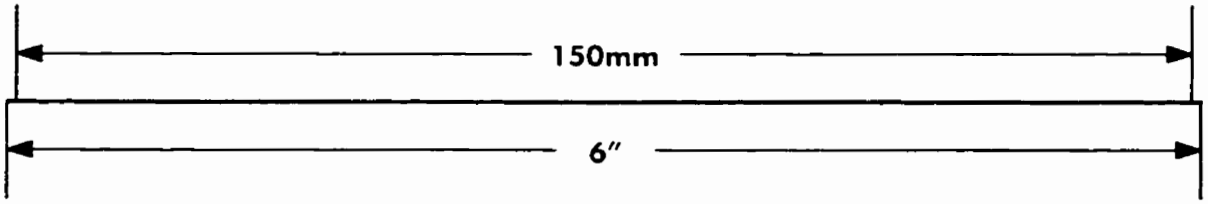
Scénarios taux de participation		Enfouissement 10^3 t CTED 1	Enfouissement 10^3 t CTED 2	Tri 10^3 t CTED	Compostage 10^3 t Plate-forme g. M-65	Combinaison (arrondissements)	Revenus 10^3 $	Coût du système 10^3 $
- 20%	1	305,2		61,9	2,8	A (1,2,3,4,5,7 et 9) Sac (6 et 8)	5 505	201 679
	2	62,8	238,1	66,2	3,0	A (1,2,3,4,5,7,8 et 9) Sac (6)	5 893	
- 10%	1	285,1		82,3	3,7	A	7 320	196 451
	2	86,5	198,6	82,3	3,7	A	7 320	
Base aucune variation	1	273,6		94,0	4,2	A	8 366	188 676
	2	101,1	172,5	94,0	4,2	A	8 366	
+ 10%	1	262,0		105,8	4,8	A	9 411	177 921
	2	115,5	146,6	105,8	4,8	A	9 411	
+ 20%	1	250,5		117,5	5,3	A	10 457	164 697
	2	130,2	120,3	118,5	5,3	A	10 457	

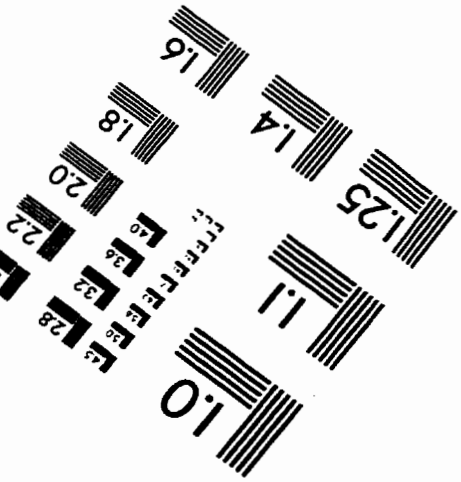
IMAGE EVALUATION TEST TARGET (QA-3)

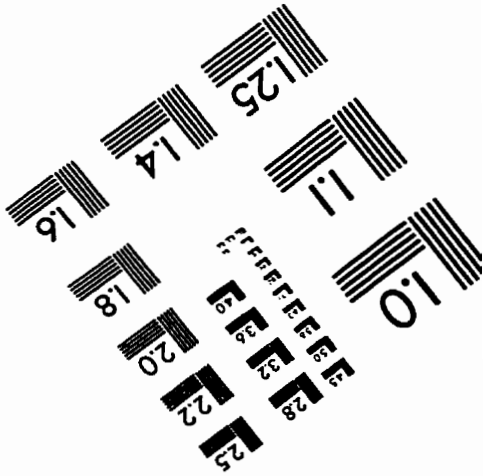










APPLIED IMAGE, Inc
1653 East Main Street
Rochester, NY 14609 USA
Phone: 716/482-0300
Fax: 716/288-5989

© 1993, Applied Image, Inc., All Rights Reserved