



HAL
open science

Comparaison environnementale des systèmes de gestion des déchets solides municipaux. Analyse de cas de Yaoundé au Cameroun

Emmanuel Ngnikam, Patrick Rousseaux, Émile Tanawa, Rémy Gourdon

► **To cite this version:**

Emmanuel Ngnikam, Patrick Rousseaux, Émile Tanawa, Rémy Gourdon. Comparaison environnementale des systèmes de gestion des déchets solides municipaux. Analyse de cas de Yaoundé au Cameroun. Environnement, Ingénierie & Développement, 2001, N°21 - 1er trimestre 2001, pp.20-27. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1316 . hal-01952728

HAL Id: hal-01952728

<https://hal.science/hal-01952728v1>

Submitted on 2 Mar 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

COMPARAISON ENVIRONNEMENTALE DES SYSTÈMES DE GESTION DES DÉCHETS SOLIDES MUNICIPAUX ANALYSE DE CAS DE YAOUNDÉ AU CAMEROUN

Emmanuel Ngnikam*, Patrick Rousseaux**, Émile Tanawa*, Rémy Gourdon**

*École nationale supérieure polytechnique de Yaoundé, **Insa de Lyon

L'évaluation des incidences environnementales des systèmes de gestion des déchets urbains constitue l'objectif de ce travail. Le cas de la ville de Yaoundé au Cameroun a été spécifiquement analysé.

Quatre systèmes de gestion ont servi de base aux analyses effectuées. Le système 1 est constitué par la collecte traditionnelle et la mise en décharge des déchets bruts. Dans le système 2 le biogaz qui est produit après la mise en décharge est récupéré pour produire de l'électricité. Les systèmes 3 et 4, considèrent après la collecte, une étape de traitement par compostage et méthanisation en réacteur et de mise en décharge des déchets ultimes. La méthode d'analyse de cycle de vie (ACV), a été utilisée pour évaluer ces quatre systèmes. Pour cela, les étapes suivantes ont été étudiées : la collecte, le transport, le traitement, le transport des sous-produits sur une distance de 70 km, la mise en décharge des résidus. L'analyse des différents rejets a permis de recenser six classes d'impact pour les systèmes de gestion des déchets étudiés. Ces classes d'impact constituent les critères environnementaux pour l'évaluation environnementale des quatre systèmes en utilisant les outils d'analyse multicritère. Les résultats obtenus indiquent que sur le plan environnemental, le système 2 se dégage comme le plus performant.

INTRODUCTION

Les grandes villes africaines en général et camerounaises en particulier, sont caractérisées par un développement spatial rapide (3 % par an à Yaoundé entre 1976 et 1997), avec la formation de quartiers spontanés qui n'ont pas accès aux services urbains de base comme l'adduction d'eau et la collecte des ordures ménagères. Dans les grandes villes d'Afrique au sud du Sahara, le taux de collecte des ordures ménagères ne dépasse pas 60 %, avec une moyenne située entre 30 et 40 %.

Les raisons qui expliquent ce taux de collecte relativement faible sont d'ordre institutionnels, technique et financier^[1]. Face à l'ampleur et la généralisation de ce problème, nous avons mené depuis 1990, des études sectorielles pour maîtriser le flux et le devenir des déchets solides urbains dans les principales villes du Cameroun^{[2][3][1]}. Il ressort de ces tra-

The evaluation of environmental impact of urban waste management systems is the objective of this work. The case of Yaounde is analysed in this paper. Four systems of management have been considered for the analyses. System 1 is the traditional collection and landfill disposal. In system 2 the biogas produced in the landfill is recovered to produce electricity. In systems 3 and 4, in addition to the collection, a centralised composting or biogas plant has been introduced before the landfill disposal of refuse. Life Cycle Assessment (LCA), has proven more adapted to evaluate these four systems.

The stages which have been studied are : the collection, the transportation, the treatment, the transportation of compost on a distance of 70 km, the landfill disposal of refuse. The analysis of the different outputs has allowed to take into account six impact classes allocated by the waste management systems studied. These impact classes constitute the environmental criteria taking into account the multicriteria analysis of the four systems. At the environmental level, system 2 has been shown as the most effective.

vaux que la fraction fermentescible est prépondérante dans les déchets solides produits dans les villes de la région (80 à 90 % du poids brut)^{[4][1]}. C'est fort de ces résultats que nous avons retenu comme hypothèse de départ dans ce travail, que les traitements par compostage et méthanisation sont susceptibles de donner des résultats intéressants dans le contexte considéré.

En définitive, nous avons défini quatre scénarios ou systèmes de gestion devant servir de base pour les évaluations. Le système 1 est constitué par la collecte, le transport et la mise en décharge des déchets bruts. C'est ce système qui est utilisé actuellement à Yaoundé, il sera donc considéré comme référence. Dans le système 2, le biogaz qui est produit après la mise en décharge est récupéré pour produire de l'électricité. Les systèmes 3 et 4 considèrent après la collecte, une étape de traitement par compostage ou par méthanisation en réacteur et la mise en décharge des déchets ultimes.

Le but du travail est de comparer, d'un point de vue environnemental, ces quatre systèmes de gestion de déchets, afin d'identifier celui ou ceux qui sont les plus adaptés au contexte de Yaoundé. Pour ce faire, nous avons utilisé l'outil Analyse de cycle de vie (ACV) dont les étapes méthodologiques sont définies par les normes internationales^[5].

OBJECTIFS ET CHAMP DE L'ÉTUDE

L'ACV étant un outil dont la réalisation demande beaucoup de données, il est indispensable de définir le champ et la frontière du système, de manière à pouvoir préciser la nature des informations à rechercher.

Contrairement aux autres méthodes d'évaluation environnementale (comme par exemple les observatoires environnementaux, qui privilégie les frontières territoriales), l'ACV d'un système de gestion des déchets doit être centrée sur l'étape de fin de vie, c'est-à-dire à partir du moment où les produits deviennent déchets, jusqu'à leur stockage ultime en tenant compte des valorisations éventuelles. Les systèmes étudiés intègrent alors les étapes de collecte, transport, traitement et mise en décharge des résidus, ainsi qu'une valorisation éventuelle de sous produits (figure 1). L'étape de précollecte pendant laquelle les ménages regroupent les déchets dans les concessions et les transportent aux points de regroupement n'est pas prise en compte dans l'analyse. De même, pour la valorisation des sous-produits, il est tenu compte uniquement de leur transport jusqu'au lieu d'utilisation.

La figure 1 permet d'identifier les transferts de pollution pouvant exister entre le système et le milieu extérieur. On pourra ainsi mesurer à partir d'une comptabilité de flux entrant et sortant du système, la plus-value que pourra apporter une valorisation matière (compostage) ou énergie (méthanisation) par rapport à un système de référence où aucun traitement n'est effectué.

Les quatre systèmes étudiés ici ayant pour but d'éliminer ou de traiter les ordures ménagères, l'unité produit la plus logique est ici les ordures. La fonction assurée peut être différente suivant le système étudié.

Si pour le système 1, une seule unité de fonction peut être prise en compte (élimination des déchets), tous les autres systèmes assurent au moins deux fonctions (élimination des déchets et production de matière valorisable (compost) et/ou d'énergie). Dans ce cas on parle plutôt d'unité multifonctionnelle ou base multifonctionnelle. Seule la fonction élimination est commune à tous les systèmes. L'unité fonctionnelle retenue est 1000 kg de déchets traités par an.

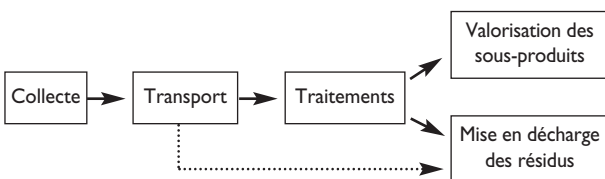


Figure 1 : Étapes de traitement pris en compte dans nos systèmes.

L'unité produit retenue, 1000 kg de déchet, représente environ la production journalière de déchets de 1000 personnes. L'unité de temps d'une année, permet de tenir compte de la variabilité saisonnière.

Pour le bilan matière énergie qui va suivre, toutes les entrées et sorties de notre système seront ramenées à cette unité fonctionnelle.

INVENTAIRE DES QUATRE SYSTÈMES

Il s'agit dans cette partie de faire une comptabilité analytique des flux de matière et énergie qui entrent ou sortent de chaque système. Le système pris de façon globale est très complexe. Il est nécessaire de le subdiviser en petites unités, ce qui permettra une appréhension plus claire et plus exploitable des différents procédés utilisés. L'évaluation globale des rejets de matière et flux d'énergie nécessitera alors de connaître les relations entre les différents sous-systèmes. Pour répondre à cet objectif, nous allons dans un premier temps faire la description analytique des différents sous-systèmes afin de dégager tous les postes de consommation ou de rejet de matière ou d'énergie devant être comptabilisés dans le bilan.

Les quatre systèmes de gestion des déchets étudiés comportent quatre sous-systèmes (figure 1). Chaque étape de la chaîne de traitement constitue un sous-système qui est en interaction avec les étapes ultérieures. Chaque étape de la chaîne de traitement a été analysée à partir des principes de fonctionnement fournis par les constructeurs.

Les étapes de collecte et transport sont communes à tous les systèmes. La décharge municipale de Yaoundé est située à 16 km de la ville. Les véhicules de collecte servent en même temps au transport des déchets en décharge ou au centre de traitement. La distance moyenne de transport du compost est déterminée en fonction de la situation des cultures et plantations existant dans la région de Yaoundé susceptibles d'accueillir le compost produit.

L'unité de compostage retenue pour les évaluations a une capacité de traitement de 200 tonnes par jour. Les systèmes de traitement retenus font appel au transport des déchets entre différentes étapes de traitement. Ce transport peut être réalisé par bandes transporteuses, chargeurs sur pneus ou camions. Dans le cas de la méthanisation, les matières organiques fermentescibles sont mélangées à l'eau après le tri de façon à obtenir un mélange pompable^[6]. On a recours dans ce système au transport par pompage. Établir le bilan énergétique de chaque système de traitement revient à comptabiliser par source, l'énergie utilisée d'abord par les différents systèmes de transport ou pour la transformation du produit (broyage par exemple). Pour ce faire, il est nécessaire d'avoir les données soit à partir des installations existantes, soit par mesure directe.

Sources et profil des données utilisées pour l'établissement des bilans

Les données utilisées pour établir les inventaires des quatre systèmes de gestion des déchets étudiés proviennent de

trois sources différentes :

- Les données obtenues par mesure directe. La qualité de ce type de données dépend des erreurs d'échantillonnage sur les mesures effectuées.
- Les données issues des installations similaires que celles projetées dans nos systèmes de gestion de déchets. Les bilans ici sont établis sur une longue période et sur une masse importante de déchets, permettant de faire une moyenne représentative. Certains types de données recueillies ici sont liés à la nature des déchets traités et au process utilisé. Nous avons veillé dans le cas où les informations ne sont pas issues d'essais locaux à faire une adaptation en utilisant les caractéristiques propres des déchets mesurées.
- Les données obtenues par calcul en utilisant des modèles mathématiques validés. Dans ce cas, il nous a toujours fallu utiliser les paramètres mesurés pour quantifier les sorties.

Types de données obtenues par mesure

Il s'agit principalement de la production des déchets et de leurs caractéristiques en fonction des sources. Des enquêtes directes ont été effectuées auprès des différents producteurs (ménages, commerçants, industries, PME, hôpitaux) pour obtenir leur production spécifique de déchets^[3]. Les données relatives à la consommation de gazole et d'huile lors des différentes opérations de transport et de manutention des déchets ont été aussi mesurées sur le terrain^[2]. Il en est de même du rendement matière dans les unités de compostage, où des essais à petite échelle ont été conduits entre 1992 et 1996^{[7][9]}. Les distances de collecte et de transport ont été déterminées à partir des différents voyages de véhicules en décharge. L'emplacement des usines de compostage ou de méthanisation a été choisi de façon à obtenir une réduction de l'ordre de 40 % de la distance de transport en décharge, dont la moyenne est de 16 km.

Données issues de bilans d'installations similaires

Ici nous avons eu recours aux bilans d'exploitation de l'usine de méthanisation d'Amiens et de certaines unités industrielles de compostage en France^{[6][9]}. Les opérations de transport de déchets à l'intérieur des usines par bande transporteuse, grappin ou pompage, ainsi que les opérations de broyage et de criblage de compost utilisent l'électricité comme source d'alimentation. Au Cameroun, l'énergie électrique est fournie à 98 % par voie hydraulique qui est renouvelable. La consommation d'énergie dans ces installations est obtenue à partir des bilans d'exploitation d'installations de ce type aux États-Unis, en France ou en Europe^{[9][10]}. Les systèmes que nous avons retenus utilisent des procédés semi-mécaniques dans lesquels les opérations de tri sont manuelles. Cette simplification de la chaîne de traitement est nécessaire pour augmenter l'impact social des installations (augmentation de la main d'œuvre) et surtout permettre une bonne maîtrise locale des opérations de maintenance. Cette simplification de la chaîne de traitement nous a amené à réadapter les données ci-dessus en fonction des changements apportés dans les systèmes utilisés pour l'analyse. Dans cette catégorie de données, nous rangeons aussi les

informations recueillies sur la composition du lixiviat de décharge qui est l'un des plus grands vecteurs de transfert de pollution généré par les systèmes de gestion des déchets. En effet, les analyses effectuées sur les lixiviats de décharge de Yaoundé ont porté uniquement sur un nombre très limité de substances (surtout les substances organiques^[1]). Nous nous sommes appuyés par conséquent sur la composition des lixiviats de décharge d'ordures ménagères disponible dans la bibliographie. Notamment, les données des analyses effectuées sur 11 décharges d'ordures ménagères en France et celles réalisées dans 23 décharges d'ordures ménagères en Grande Bretagne^{[9][11]}.

Données obtenues par calcul

Certains rejets des systèmes de traitement des déchets sont liés aux caractéristiques physiques et chimiques des déchets traités et des conditions climatiques locales. Ce type de données a été calculé en utilisant les paramètres mesurés lors de nos travaux de terrain. Il s'agit par exemple de la production de lixiviats qui est estimée à partir du bilan hydrique de la décharge et des mesures de la pluviométrie et de l'évapotranspiration réelle obtenue à la station météorologique de Yaoundé Aéroport^[12]. Par ailleurs, pour évaluer la production de méthane de décharge, nous avons utilisé la méthodologie IPCC (1996), recommandée pour le calcul des inventaires des gaz à effet de serre. Les paramètres de base utilisés ont été obtenus à partir des mesures des caractéristiques de déchets de Yaoundé. Cette approche fondée sur le modèle théorique de production de biogaz de décharge proposé par Emcom (1980) utilise les différents paramètres mesurés comme la quantité de déchets mise en décharge, la fraction de carbone organique contenu dans le déchets, etc. pour évaluer les émissions de méthane de décharge^[13].

De même, les rejets de polluants issus de la consommation de gazole sont calculés en appliquant les facteurs d'émission proposés par le GIEC pour les véhicules anciens sans pot catalytique^[14].

Établissement des bilans

Un bilan partiel a d'abord été établi pour chaque étape de système. Le tableau 1 donne le bilan global des entrées et sorties matière et énergie dans les quatre systèmes étudiés.

Une analyse verticale de chaque système permet de situer l'importance de chaque étape dans la consommation d'énergie. Ainsi pour le système 1, l'étape de collecte et de transport consomme environ 78 % de gazole (2,17 kg/tonne de déchet), contre seulement 22 % pour la mise en décharge (0,62 kg/tonne de déchet). La consommation d'énergie électrique est limitée ici uniquement pour l'exploitation du pont bascule et du local de gestion de la décharge. Elle ne représente que 0,15 kWh/tonne de déchet.

Le système 2 présente presque le même profil de consommation d'énergie par étape, soit 2,17 kg/tonne pour la collecte et le transport et 0,81 kg/tonne de déchet brut pour la mise en décharge, soit respectivement 73 et 27 % de la

Tableau 1 : Présentation des bilans matière et énergie des différents systèmes

Composants	Système 1 (collecte traditionnelle, mise en décharge des déchets bruts)	Système 2 (collecte traditionnelle, mise en décharge des déchets bruts et récupération de biogaz pour la production de l'électricité)	Système 3 (collecte traditionnelle, compostage, mise en décharge des refus)	Système 4 (collecte traditionnelle, méthanisation centralisée, compostage du digestat, mise en décharge des refus)
Entrées				
Ordures ménagères (O.M)	1000	1000	1000	1000
Eau de pluie et de process (Kg)	133,3	133,3	1033,6	61,65
Gazole (kg)	2,79	2,98	8,72	5,75
Huiles (kg)	0,28	0,3	0,87	0,57
Électricité (kWh)	0,15	1,5	10,8	74
Sorties				
Rejet dans l'eau (lixiviats) (kg)	33,3	33,3	8,4	6
- condensat (kg)	0	0	0	4
Rejet dans l'air (kg)				
- vapeur d'eau	100	100	25,5	17,75
- gaz issu de combustion de gazole (kg)	9,12	9,81	28,5	18,9
- gaz issu de la fermentation des déchets	0	0	1145	180,5
- biogaz (dont méthane)	280 (70)	231 (21)	0	119,1 (0)
Rejet dans le sol :				
- huiles de vidange (kg)	0,28	0,3	0,87	0,57
- déchets mis en décharge (kg)	1000	1000	252	203
Sous produits :				
- énergie (kWh)	0	170	0	176
- compost (kg)	0	0	400	489

consommation totale de carburant dans ce système. La consommation d'énergie électrique est un peu plus importante ici à cause des opérations de dégazage et de valorisation énergétique du biogaz qui entraînent une surconsommation de 1,35 kWh/tonne de déchet brut.

Dans le système 3, c'est l'étape de compostage qui consomme le plus d'énergie (gazole et électricité). En effet, pour une consommation totale de 8,7 kg de gazole par tonne de déchet, l'étape de compostage consomme à elle seule 5,1 kg (soit 58% de la consommation totale), suivie du transport de compost avec 2,14 kg de gazole par tonne de déchets (24,5 % de la consommation) et la collecte et le transport de déchets bruts (1,24 kg par tonne, soit 14,2 % de la consommation). La consommation d'énergie à l'étape de mise en décharge des refus reste marginale avec 0,15 kg de gazole par tonne de déchets. La consommation d'électricité de ce système est concentrée uniquement à l'étape de compostage.

Dans le système 4, c'est l'étape de transport du compost qui consomme près de 45 % du gazole (2,61 kg/tonne de déchet), suivie de l'étape de compostage du digestat avec 1,72 kg/tonne de déchet (30 % de la consommation) et de la collecte et du transport des déchets bruts. La distance de transport a une influence sur la consommation de carburant des systèmes étudiés. Une réduction de 40 % de distance de transport par exemple fait passer la consommation de pétrole du système 4 de 6,7 à 5,75 kg/tonne de déchet et celui du système

3 de 9,65 à 8,7 kg/tonne de déchet. Le système 4 consomme plus d'énergie électrique que les autres et l'étape de méthanisation consomme à elle seule 96 % de cette énergie. Le reste est utilisé dans l'unité de séchage biologique (compostage des digestats).

Nous pouvons conclure à l'issue de cet inventaire concernant la consommation énergétique, que le système 3 consomme trois fois plus de carburant que le système de référence. Contrairement à ce qu'on pouvait croire, c'est l'étape de compostage qui demande beaucoup plus de carburant pour le fonctionnement des engins de manutention. Même une mécanisation de la chaîne de tri n'affecte pas les quantités de carburant utilisées à cette étape de traitement.

La consommation d'énergie électrique est plus importante pour le système 4, suivi du système 3 avec une consommation respective de 74 et 10,8 kWh/tonne de déchet traité. Mais le système 4 produit environ 175 kWh électrique par tonne de déchet. Son bilan énergétique est donc positif contrairement aux systèmes 1 et 3 (figure 2). La mécanisation de la chaîne de tri modifie la consommation d'électricité pour le compostage, car on passerait à environ 17 kWh par tonne de déchet traité. Par contre elle n'a aucune influence pour la méthanisation. Le système 2 a un bilan énergétique très positif, car tandis que la consommation est limitée à 1,5 kWh par tonne de déchet traité, on produit environ 170 kWh électrique.

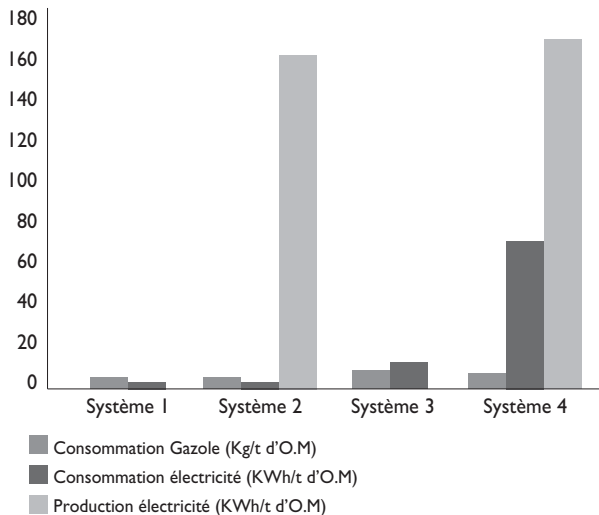


Figure 2 : Comparaison de la consommation et de la production d'énergie des différents systèmes

Cet inventaire nous a permis de dégager les flux matières et énergie issus de chaque système. L'étape d'analyse des impacts qui va suivre, nous permettra d'évaluer les différents impacts potentiels de ces polluants dans leurs différents milieux récepteurs.

PRÉSENTATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

L'objectif est ici de quantifier les contributions potentielles des différents flux entrant et sortant des systèmes aux différentes classes d'impact retenues. Notre travail ne s'attache qu'aux impacts écologiques de premier niveau, c'est-à-dire aux impacts immédiatement et directement liés aux systèmes étudiés. Les impacts environnementaux considérés sont d'une part l'appauvrissement des réserves naturelles et d'autre part l'effet de serre, l'acidification, l'eutrophisation, et les impacts écotoxiques.

Épuisement des ressources naturelles

Cet impact est important si la consommation excède le taux de renouvellement de la ressource considérée. L'indicateur d'impact sur les réserves naturelles se construit autour de trois notions auxquelles correspondent trois indices^[15] : la consommation de la matière (indice M), l'état des réserves (indice T) et la renouvelabilité de la matière (indice N).

Le paramètre M correspond à la somme de toutes les matières premières consommées. Dans notre cas, cette consommation se réduit à celle des combustibles (pétrole). Le paramètre M est donné en kg par tonne de déchet traité. Le paramètre T varie entre 0 et 1 an-I, valeur qui correspond respectivement à une contribution nulle et totale à l'épuisement des réserves naturelles.

Le paramètre R traduit le fait qu'un système puise dans des réserves qui se renouvellent à l'échelle humaine. Cet indicateur varie entre 0 et 1 pour les matières consommées totalement renouvelables à non renouvelables.

Pour les systèmes étudiés, seule la consommation de pétrole contribue à l'épuisement des ressources naturelles, car l'énergie électrique utilisée par les systèmes fonctionnant à Yaoundé est essentiellement de source hydraulique, donc renouvelable. Suivant la nature des substances rejetées par les systèmes qui sont étudiés, nous n'avons aucune substance pouvant porter atteinte de manière directe à la couche d'ozone. Cet impact n'est donc pas pris en compte dans notre analyse.

Effet de serre

Pour évaluer la contribution d'une substance rejetée par le système à l'effet de serre, nous utilisons les potentiels de réchauffement global GWP définis par l'IPCC^[12].

Dans le cadre de ce travail nous avons plutôt calculé les effets sur le court terme (période de 20 ans) qui correspond à la durée moyenne d'évolution d'une tonne de déchet mise en décharge.

Impact toxique et écotoxique

Cet indicateur prend en compte l'ensemble des impacts qui peuvent être générés au niveau de la santé humaine et de l'équilibre écologique des milieux. Il est évalué à partir de l'approche écotoxique développée par Rousseaux (1993). Dans cette approche, l'impact toxique et écotoxique de chaque substance j émise par un système i est appréhendé par l'indice d'impact appelé potentiel écotoxique qui est fonction de :

- l'exposition qui caractérise le flux toxique de la substance dans le milieu naturel. Pour chaque substance chimique rejetée par le système, une note d'exposition (Ex) est attribuée en prenant en compte la quantité rejetée donnée par l'inventaire, sa biodégradation et sa persistance dans le milieu naturel ou son pouvoir bioaccumulateur^[15] ;
- l'effet qui caractérise l'intoxication liée à l'exposition et la vitesse d'intoxication. Une note d'exposition (Ef) est attribuée en prenant en compte les paramètres permettant d'appréhender les phénomènes toxiques (mutagenèse ou cancérogenèse, toxicité aiguë, écotoxicité aiguë, toxicité chronique et sub chronique, etc.).

Une substance donnée, en fonction de ses potentialités, se voit attribuer un score pour chacun des paramètres d'exposition ou d'effet. On obtient ainsi deux séries de scores caractérisant l'exposition et l'effet.

Le potentiel écotoxique des substances composant les effluents rejetés par nos systèmes est déterminé en combinant les deux notes d'exposition (Ex) et d'effet (Ef).

Ce potentiel « P_j » est calculé pour chaque substance rejetée par le système. Quatre paramètres permettent de caractériser le potentiel toxique et écotoxique global de chaque système. Ce sont :

- le potentiel maximal (Pmax) qui est la valeur maximale de P_j ;
- le potentiel moyen (Pmoyen) qui donne la moyenne arithmétique des P_j ;
- le potentiel médian (Pmédian) qui donne la médiane des valeurs de P_j ;
- enfin, le nombre de substances rejetées par le système (n).

Impact « Acidification »

L'acidification désigne les dépôts d'acide dans le sol et dans l'eau, qui ont pour effet la diminution du pH, une baisse de la teneur en nutriments et l'augmentation de la disponibilité des éléments potentiellement toxiques. Pour évaluer cet impact, nous avons utilisé l'approche de l'équivalent acide développée par Gulnée et al.(1992)^[16].

Impact « Eutrophisation »

Il provient d'un apport excédentaire en éléments nutritifs dans un milieu entraînant un déséquilibre des cycles biogéochimiques. Ce sont essentiellement les composés azotés et phosphorés qui participent à ce phénomène. La méthodologie proposée par Guinée et al (1992) a été utilisée pour évaluer cet impact.

Impact du confinement des déchets

Il s'agit d'évaluer l'impact du stockage des déchets uniquement sur l'occupation du sol. Cet impact est exprimé par le volume occupé par les déchets en décharge par unité fonctionnelle. Il se calcule en divisant la masse totale des déchets mis en décharge par la masse volumique après compactage.

ÉVALUATION DES IMPACTS

Les données utilisées pour l'évaluation des différents impacts considérés sont regroupées au tableau 2.

Pour la consommation de matière première, on peut dire que les systèmes 1 et 2 sont plus éco-compatibles que les systèmes 3 et 4. Le système 3 avec une consommation de pétrole de 9,6 kg par tonne de déchet traité est le plus défavorable (tableau 2).

La mise en décharge sans récupération du méthane (système 1) apparaît comme la solution la plus émettrice de gaz à effet de serre. Elle conduit à une émission de 4,4 tonnes équivalent gaz carbonique (tECO₂) par tonne de déchets traités. Les émissions de méthane non récupéré sont à l'origine de cette forte production. Avec la récupération de 70% de méthane émis (système 2), on réduit les émissions nettes de gaz à effet de serre dues à la mise en décharge de 3 tECO₂, soit 68% des émissions initiales.

La méthanisation en digesteur et le compostage (système 3 et 4) permettent quasiment de supprimer les émissions de gaz à effet de serre, si la totalité de la matière organique contenue dans les déchets est récupérée. La mise en place d'une chaîne de tri manuel avant la fermentation des déchets peut permettre d'atteindre cet objectif.

En définitive, suivant le critère « effet de serre », le système 1 est le moins éco-compatible, suivi du système 2. Les systèmes 3 et 4 sont plus éco-compatibles selon ce critère, parce qu'ils per-

mettent d'annuler pratiquement les émissions de gaz à effet de serre.

Pour les impacts toxiques et écotoxiques, les systèmes 3 et 4 sont plus éco-compatibles que les systèmes 1 et 2 au vu des résultats de calcul. Les systèmes 1 et 2 sont pénalisés par le fait qu'ils rejettent dans la nature des effluents non traités, dont la concentration moyenne est de loin supérieure aux valeurs de base admises par les normes européennes. La note d'exposition de certaines substances comme la DCO et la DBO qui sont émises en grande quantité est atténuée par leur biodégradabilité.

Le potentiel écotoxique des substances rejetées varie entre 0 et 0,50, avec une moyenne de 0,14. L'effet le plus redouté est celui des substances bioaccumultrices comme le mercure, le cadmium, les phénols et dans une certaine mesure le nickel et le zinc.

Les systèmes 3 et 4 sont presque identiques. On observe une baisse sensible de la note d'exposition, due surtout au fait que les systèmes de traitement permettent de réduire la quantité de certaines substances polluantes comme les métaux lourds, dont les quantités rejetées sont bien en dessous de la norme. La baisse de la quantité de déchet à mettre en décharge, qui entraîne aussi une diminution de la quantité de lixiviat produit, est le facteur principal qui justifie cette bonne performance. Le potentiel écotoxique des systèmes 3 et 4 varie entre 0 et 0,39, avec une moyenne de 0,08. On peut dire que les effluents générés par ces systèmes sont faiblement toxiques par rapport à ceux générés par les systèmes 1 et 2.

Le système 3 est celui qui contribue le plus à l'acidification, suivi du système 4. Ce sont les émissions de NO_x dues au transport de compost et à la manutention des déchets qui pénalisent ce système. Mais dans l'ensemble, la contribution à l'acidification des différents systèmes reste faible. La méthode d'évaluation que nous avons utilisée sur-évalue la contribution de chaque substance à l'acidification car elle considère que tous les gaz acidifiants qui sont émis par les

Tableau 2 : Résultat de calcul des indicateurs environnementaux

Indicateur	Système 1	Système 2	Système 3	Système 4
Consommation de matière M (en kg/tonne de déchet)	3,1	3,3	9,6	6,3
Contribution à l'effet de serre (kg équivalent CO ₂ /tonne)	4368	1335	91	63
Potentiel écotoxique max	0,5	0,5	0,39	0,39
Potentiel écotoxique médian	0	0	0	0
Potentiel écotoxique moyen	0,14	0,14	0,08	0,08
Nombre de substances chimiques rejetées	22	22	22	22
Contribution à l'acidification (g équivalent SO ₂)	96	117	325	226
Contribution à l'eutrophisation (g équivalent PO ₄ ³⁻)	52	52	54	36
Volume occupé en décharge (m ³)	2,5	2,5	0,6	0,5

Tableau 3 : Matrice d'évaluation et pondération des critères

Systèmes	Critères	Épuisement des ressources naturelles (c1)	Effet de serre (c2)	Acidification (c3)	Eutrophisation (c4)	Effet toxique et écotoxique (c5)	Quantité de déchet mise en décharge (c6)
Système 1		2	400	10	5	8	10
Système 2		2	100	10	5	8	10
Système 3		5	10	30	5	6	4
Système 4		4	10	20	4	6	3
Poids		5	20	5	5	20	5

systèmes contribuent à 100 % à l'acidification de l'air, ce qui n'est pas toujours vrai.

Tout comme dans le cas de l'acidification, la contribution à l'eutrophisation est très faible. On note toujours une contribution du système 3 plus élevée que les autres. Mais dans ce cas l'écart enregistré est très peu significatif (moins de 4 % entre les systèmes 4 et 1). On peut donc dire que les trois premiers systèmes sont presque équivalents. La limitation des rejets dus aux transports est compensée pour les systèmes 1 et 2, par une augmentation des substances eutrophisantes provenant des lixiviats. Tandis que dans les systèmes 3 et 4, la contribution au phénomène d'eutrophisation est due essentiellement au rejet de NO_x à partir de la consommation de carburant.

Concernant l'impact « confinement des déchets », les systèmes 1 et 2 sont très pénalisés, du fait que par tonne de déchet traité, il faudrait réserver au moins 2,5 m³ d'espace en décharge. Cet espace n'est que de 0,6 m³ pour le système 3 et 0,51 m³ pour le système 4. Ces deux derniers sont alors plus éco-compatibles.

Après avoir évalué la contribution des flux de l'inventaire aux différents impacts environnementaux, la question qui se pose actuellement est celle de savoir comment départager les différents systèmes étudiés.

COMPARAISON DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Après avoir évalué les différents impacts (ou critères), nous nous trouvons face à un choix où les arguments de décision peuvent être conflictuels. La question qui se pose est de savoir si un système A est meilleur qu'un système B, alors que nous avons connaissance des valeurs des indicateurs 1 et 2 pour les deux systèmes. Il peut se trouver que l'indicateur 1 soit favorable au système A, alors que l'indicateur 2 est favorable à B. Ce type de problème inévitable lors d'une prise de décision arrive vite à une situation complexe lorsque le nombre d'indicateurs et de systèmes se multiplient. L'analyse multicritère répond au besoin de synthèse ainsi mis en évidence, tout en accordant à chaque impact l'importance que l'on considère lui être due. Cette importance, qui ne peut être que subjective, a été quantifiée par des coefficients de pondération établis par les décideurs locaux (tableau 3).

Pour comparer les différents systèmes, nous avons utilisé les méthodes Electre III et Electre IS^[17, 18].

L'analyse multicritère ne permettant pas en général d'obtenir un classement catégorique, nous effectuons plusieurs séries d'essais en faisant varier les seuils et les coefficients de pondération. Cette démarche nous permet de tester la robustesse de la méthode et donc de juger du crédit qu'il est possible d'accorder aux résultats obtenus. De la série d'essais effectués émerge une tendance dans le classement. Celle-ci correspond au classement qui est finalement adopté avec un niveau de confiance fondé sur les tests de stabilité des résultats. L'utilisation simultanée de deux méthodes d'analyse multicritère permet de crédibiliser d'avantage les résultats obtenus. En effet, tandis que la méthode Electre III cherche à faire le classement des systèmes du meilleur vers le moins bon et ensuite du moins bon vers le meilleur (distillation descendante et ascendante), la méthode Electre IS cherche les meilleures actions dans l'ensemble des actions potentielles constituées des quatre systèmes^{[17][18]}.

Sur la base du résultat d'Electre III, on peut dire que le système 2 est plus respectueux de l'environnement que le système 1. Par contre, on ne peut rien dire en ce qui concerne les systèmes 3 et 4. Ils sont donc incomparables. Cette méthode permet de dire que le système 1 est le plus mauvais des quatre, mais sans que ce surclassement ne soit stable. En aucun moment l'analyse suivant la méthode Electre III ne permet d'établir une relation de surclassement entre les systèmes 4 et 3.

Le résultat de calcul selon Electre IS permet d'établir une relation de surclassement entre les systèmes 2 et 1 et les systèmes 4 et 3.

Dans tous les cas, le système 2 est plus respectueux de l'environnement que le système 1. Pour les deux autres systèmes, les résultats ne sont pas robustes. : pour certains seuils (dits de concordance), le système 4 est plus respectueux de l'environnement que le système 3 et pour d'autres seuils, le système 4 ne surclasse plus le système 3. On retrouve ici la solution obtenue avec la méthode Electre III. De même, la variation des coefficients de pondération attribués aux impacts n'affecte pas le résultat de classement. Au terme de cette analyse, on peut classer les systèmes étudiés en trois groupes :

- 1/ Ceux qui sont unanimement reconnus comme les moins bons : les systèmes 1 et 3,
- 2/ Action intermédiaire : le système 4.
- 3/ L'action qui avec une robustesse affirmée est considérée comme la meilleure : le système 2.

CONCLUSION

Il ressort des analyses effectuées dans ce travail, que le système 3 (compostage) est le plus consommateur de produits pétroliers, avec une moyenne de 9 kg (11 litres) par tonne de déchets traités ; suivi du système 4 (méthanisation en réacteur), avec environ 6 kg (7,3 litres) par tonne de déchets traités. Les systèmes 1 et 2 sont les plus économes en énergie avec une consommation moyenne de seulement 3 kg (3,7 litres) par tonne de déchets. *A contrario*, les systèmes 1 et 2 sont ceux qui rejettent le plus de polluants dans le sol et dans l'eau par le biais du lixiviat qui résulte de la mise en décharge des déchets bruts. L'analyse des différents rejets a permis de recenser environ six classes d'impacts qui pourront être affectés par les systèmes de gestion des déchets étudiés. Ce sont : la contribution à l'épuisement des ressources naturelles, l'effet de serre, l'acidification, l'eutrophisation, les impacts toxiques et écotoxiques, le volume occupé par les déchets en décharge.

Sur la base de ces six critères environnementaux, le système 2 s'avère plus respectueux de l'environnement que les trois autres, suivi du système 4. Le système 2 bénéficie en effet de la réduction de consommation de produit pétrolier, qui engendre aussi une réduction des émissions de gaz acidifiant. Les systèmes 3 et 1 sont moins bien classés ; avec toutefois une légère préférence du système 3 pour les trois critères effet de serre, effet toxique et éco-toxique, et volume des déchets mis en décharge. La combinaison de deux approches d'analyse multicritère permet de départager les systèmes 3 et 4. La bonne performance du système 4 par rapport au système 3 est due cependant au fait qu'il utilise de l'électricité produite à partir de sources renouvelables.

Sur le plan environnemental, il est donc globalement préférable dans le contexte de Yaoundé, de ramasser les déchets en vrac pour les mettre en décharge, en récupérant et valorisant le biogaz qui est produit. La collecte traditionnelle et la mise en décharge des déchets bruts sans récupération du biogaz, telle que pratiquée actuellement à Yaoundé, est pénalisée par la quantité de gaz à effet de serre générée.

Les résultats obtenus témoignent de l'intérêt de l'approche cycle de vie. En effet, la prise en compte du phénomène de transfert de pollution a permis de mettre en exergue les désavantages des opérations de transport et de manutention des déchets dans une usine de compostage qui pourrait sembler *a priori* plus attrayante compte tenu du fait que ce système permet de valoriser environ 80 % de la masse des déchets. Ces résultats, obtenus à partir de données caractéristiques de Yaoundé, sont valables dans les villes tropicales humides qui présentent les mêmes contraintes urbanistiques, devant obliger à combiner divers matériels de collecte et de transport des déchets.

***Emmanuel Ngnikam, Émile Tanawa,**

École nationale supérieure polytechnique de Yaoundé - département de génie civil - BP 8390 Yaoundé

****Patrick Rousseaux, Rémy Gourdon**

Insa de Lyon, Laepsi - 20 av. Albert Einstein - 69621 Villeurbanne, cedex

Bibliographie

- [1] Ngnikam, E. *Évaluation environnementale et économique des systèmes de gestion des déchets solides municipaux : analyse de cas de Yaoundé au Cameroun*. Thèse de doctorat, STD, Insa Lyon, Laepsi, mai 2000, 364 p.
- [2] Vermande, P., Ngnikam E., Tchangang, R.F. et Bada, G.A. *Étude de gestion et des traitements des ordures ménagères de Douala (Cameroun)*. Yaoundé : École nationale supérieure polytechnique (ENSP), Communauté urbaine de Douala (CUD), Vol. 1 et 2, Avril 1995. 340 p.
- [3] Ngnikam, E., Vermande, P., Tanawa, E., Wethe, J. *Une démarche intégrée pour une gestion des déchets solides urbains au Cameroun*. *Déchets Sciences et Techniques*, 1997, n°5, p 22-34.
- [4] Gillet, R. *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement*. Copenhague : PNUD, OMS, 1985, Vol.1 et 2. 934 p.
- [5] ISO. *Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre*. ISO/FDIS 14040 : 1997 (F), Mai 1997. 12 p.
- [6] Valorga. *La filière méthanisation des déchets organiques et le procédé Valorga*. Amiens (France). Document de présentation du procédé Valorga, Juin 1995. 23 p.
- [7] Ngnikam, E., Vermande, P. & Rousseaux, P. *Traitement des déchets urbains. Une unité de compostage des ordures ménagères dans un quartier à habitat spontané à Yaoundé – Cameroun*. *Cahiers Agriculture*, 1993, n°2, p 264-269.
- [8] Ngnikam, E., Wethe, J., Tanawa, E., Riedacker, A. *Composting of household waste to clean streets and increase crop yields in Yaounde : a solution for poor african cities*. In : *Sustainable agriculture for food, energy and industry*. Vol 2 : strategies towards achievement. El Bassam N., Behl R.K., Prochnow B. (eds). London (UK) : James & James (Science publishers) Ltd, 1998. pp 1286 – 1291.
- [9] Brula, P., Naquin, P. et Perroddin, Y. *Étude bibliographique des rejets des différentes techniques de traitement de résidus urbains*. Vol.1 et 2 : *L'incinération et la décharge, compostage et méthanisation*. Lyon (France) : Insa Valor, Division Polden, Ademe (Angers), 1995 (a). 128 p.
- [10] Raggi, A. *Technological options and cost of municipal solid waste disposal and recycling*. In : *The Management of Municipal Solid Waste in Europe : Economic, Technological and Environmental Perspectives*. Quadrio Curzio, A., prosoeretti, L. & Zoboli, R. (ed.). Amsterdam : Elsevier Applied
- [11] Robinson, H.D., Maris, P.J. *Leachate from domestic waste : generation, composition, and treatment*. A review. London (UK) : Technical report, Wather Research Centre. TR 108, 1979, 38 p.
- [12] Leseau. *Gestion de l'eau et protection de la ressource*. *Rapport final de recherche dans le cadre de l'appel d'offre sur le thème « Mobilisation, distribution et protection de l'eau potable dans les quartiers périurbains et les petits centres en Afrique »*. École nationale supérieure polytechnique, laboratoire environnement et science de l'eau. ministère Français des Affaires Étrangères et Programme solidarité eau. Yaoundé et Paris, 1998. 290 p.
- [13] GIEC. *Lignes directrices révisées du GIEC pour les inventaires des gaz à effet de serre*. Houghton, J.T., Gylan Meira Filho, L., Griggs, D.J. & Kathy, M. (eds.), Volume 2 : *document de base*. Genève (Suisse) : Groupe d'expert Intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), OMM, PNUE, 1996. Section 6 : « déchets ». P 6.1 – 6.65.
- [14] IPCC. *Climate change 1995. The science of climate change, contribution of working group I to the second assessment report of IPCC*. Oxford (UK) : Cambridge University Press, 1996. 572 p. ISBN 0-521-5643-0.
- [15] Rousseaux, P. *Évaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits*. Thèse de doctorat, Gestion et traitement des déchets. Institut national des sciences appliquées de Lyon. 1993. 276 p.
- [16] Guinée, J.B. et Heijungs, R. *Classification factors for toxic substances within the framework of life cycle assessment of product*. Paper n°11. Centre of Environmental Studies, Leiden University, Leiden, The Netherlands, 1992. Non paginé.
- [17] Roy, B. et Bouysson, D. *Aide multicritère à la décision : méthodes et cas*. Université de Paris Dauphine, LAM-SAD, 1993. 250 p.
- [18] Roy, B. et Skalka, J.M. *Électre IS*. Université de Paris Dauphine, Laboratoire d'analyse et modélisation des systèmes pour l'aide à la décision. Document 30, 1994. 119 p.