

## Référence:

- 1 [https://fr.wikipedia.org/wiki/Label\\_environnemental](https://fr.wikipedia.org/wiki/Label_environnemental)
- 2 Lionel Cauchard, **Normalisation environnementale, dynamiques d'expertise et recomposition du système des professions**, <https://journals.openedition.org/sociologies/5019>
- 3 [https://fr.wikipedia.org/wiki/Label\\_environnemental#Int%C3%A9r%C3%AAt\\_des\\_%C3%A9colabels](https://fr.wikipedia.org/wiki/Label_environnemental#Int%C3%A9r%C3%AAt_des_%C3%A9colabels)
- 4 <http://www.laclefverte.org/le-label/pr%C3%A9sentation/>
- 5 [http://www.idrc.ca/fr/ev-81270-201-1-DO\\_TOPIC.html](http://www.idrc.ca/fr/ev-81270-201-1-DO_TOPIC.html)
- 6 <https://www.ecolabel.be/fr/generalites/leu-ecolabel>
- 7 <http://www.elsa-pact.fr/quid-de-lacv/>
- 8 <https://www.ecolabel.be/fr/generalites/les-criteres-environnementaux>
- 9 <https://www.ecolabel.be/fr/generalites/quels-produits-et-services>
- 10 [https://www.belgium.be/fr/environnement/consommation\\_durable/labels\\_ecologiques](https://www.belgium.be/fr/environnement/consommation_durable/labels_ecologiques)
- 11 <http://www.iso14001.fr/la-norme-iso14001/>
- 12 Le système communautaire de management environnemental et d'audit ,Améliorez vos performances environnementales et économiques, ISBN 978-92-79-19495-5
- 13 [https://www.belgium.be/fr/environnement/consommation\\_durable/labels\\_ecologiques/analyse\\_du\\_cycle\\_de\\_vie](https://www.belgium.be/fr/environnement/consommation_durable/labels_ecologiques/analyse_du_cycle_de_vie)
- 14 **L'analyse du cycle de vie des produits : un outil d'éco-conception**, Fondation léa nature, Revue JARDIN BIO, disponible en ligne sur le lien: <http://www.jardinbio.fr/fr/actu/l%E2%80%99analyse-du-cycle-de-vie-des-produits-un-outil-d%E2%80%99eco-conception/>
- 15 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:03
- 16 <https://www.ecodyn.brussels/app/pages/referentiel.html>
- 17 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:03
- 18 <https://environnement.brussels/thematiques/transition-de-leconomie/le-label-entreprise-ecodynamique>. date de consultation
- 19 <https://environnement.brussels/guichet/labellisations-et-certifications>. date de consultation 30/08/2018
- 20 <https://environnement.brussels/thematiques/transition-de-leconomie/le-label-entreprise-ecodynamique/qui-sadresse-le-label>
- 21 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:04
- 22 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:05
- 23 <https://environnement.brussels/thematiques/transition-de-leconomie/le-label-entreprise-ecodynamique/comment-le-label-fonctionne-t>
- 24 <https://environnement.brussels/thematiques/transition-de-leconomie/le-label-entreprise-ecodynamique/comment-le-label-fonctionne-t>
- 25 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:06
- 26 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:06
- 27 Opcit,PP:06-07
- 28 Document explicatif du Label Entreprise Ecodynamique, Objectifs et fonctionnement, Bruxelles environnement, Février2018.P:07

# Application de l'analyse coûts-bénéfices (acb) sur l'élimination des déchets municipaux en Algérie

**Dr. Brahim DJEMACI**

**Université de Boumerdes**

**brahim.djemaci@gmail.com**

## Résumé

Cet article examine la question de mode d'élimination des déchets municipaux en Algérie. Trois options ont été comparées en utilisant l'analyse coûts-bénéfices au sein d'un ensemble de communes de la wilaya de Boumerdès, à savoir la mise en décharge, l'enfouissement technique et le compostage. Face à la prédominance des déchets organiques dans la composition des déchets municipaux, une combinaison de compostage et du recyclage reste la meilleure solution d'élimination. L'intégration des coûts sociaux dans l'analyse donne un coût social net (CSN) de l'option compostage/recyclage de **-4209 DA /T**. En revanche, si nous procédons qu'au calcul des coûts privés en écartant les coûts externes, la mise en décharge est l'option la plus efficace avec un coût à la tonne de **1412 DA**.

**Mots clés :** élimination de déchets, compostage, enfouissement, analyse coûts-avantages, Algérie

**JEL classification :** Q01, Q28, Q42

## 1 INTRODUCTION

Nous discutons dans cette étude comment les déchets peuvent être éliminés et comment leurs externalités négatives influencent sur le choix de mode d'élimination. Les propriétés physiques et thermiques des différents types de déchets solides, tels que la valeur calorifique et l'humidité, donnent une indication raisonnable de cette externalité. Toutes les options d'élimination existantes, à savoir la réutilisation, le recyclage, le compostage, l'incinération et l'enfouissement, conduiront à des externalités environnementales. Elles peuvent être des nuisances de voisinage (bruit, odeur), de pollution de l'air et d'eau, d'impact sur la santé...etc. Et comme, il est très difficile d'éliminer l'intégralité de ces externalités négatives, la plupart des États ont adopté des politiques sur la base d'une liste hiérarchique des modes d'élimination. Selon cette hiérarchie, la prévention est la meilleure option, suivie par le recyclage/la réutilisation, le compostage, l'incinération et enfin l'enfouissement. La hiérarchie des méthodes d'élimination et de traitement de déchets a été utilisée comme un principe d'orientation des politiques en matière de la gestion des déchets en Europe depuis les années 1970. En revanche, des études socio-économiques montrent que la hiérarchie peut manquer de fournir des indications sur la manière de prioriser ces différentes méthodes d'élimination et de traitement de déchets en fonction de la désirabilité sociale, autrement-dit, en fonction des coûts et des avantages sociaux.

En Algérien, la gestion des déchets municipaux constitue un problème majeur, car elle repose dans une large mesure sur les pratiques d'élimination traditionnelles (mise en décharges). Ce mode est à l'origine d'une grande partie de la dégradation de l'environnement. Plus souvent, les déchets ménagers solides finissent dans des décharges à côté des oueds. De même, dans les zones rurales, les déchets solides sont jetés aux bords des routes. Ces résultats pratiques d'élimination contribuent

dans la dégradation de la qualité de l'eau et représente un risque majeur de santé publique. Afin de lutter contre les externalités négatives des pratiques d'éliminations des déchets, le ministère chargé de l'environnement a adopté en 2001, dans le cadre du PROGDEM, l'enfouissement technique comme mode d'élimination de déchets. En 2012, selon une déclaration du ministre de l'environnement, le nombre de CET est de 105, dont 43 en fonctionnement.

Dans ce contexte, la question principale à laquelle nous cherchons à répondre est, Est-ce que ce mode d'élimination (la mise en CET) est la meilleure option par rapport à la hiérarchie existante ? La composition d'une poubelle d'un ménage algérien est-elle un déterminant essentiel du mode d'élimination en Algérie ? La réponse à ces questions nécessite en premier lieu d'éclairer les notions théoriques de la méthode optimale d'élimination de déchets en focalisant sur la notion des coûts sociaux nets d'une option d'élimination. Ainsi, l'importance de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) dans ce type de problématique. Une brève revue de la littérature utilisant cette méthode sera présentée. À la fin, nous appliquons cette analyse sur le cas d'un groupement de communes au niveau de la wilaya des Boumerdes présentant de plusieurs alternatives en plus du statu quo.

## 2 LE CADRE THÉORIQUE DE LA MÉTHODE OPTIMALE D'ÉLIMINATION DE DÉCHETS

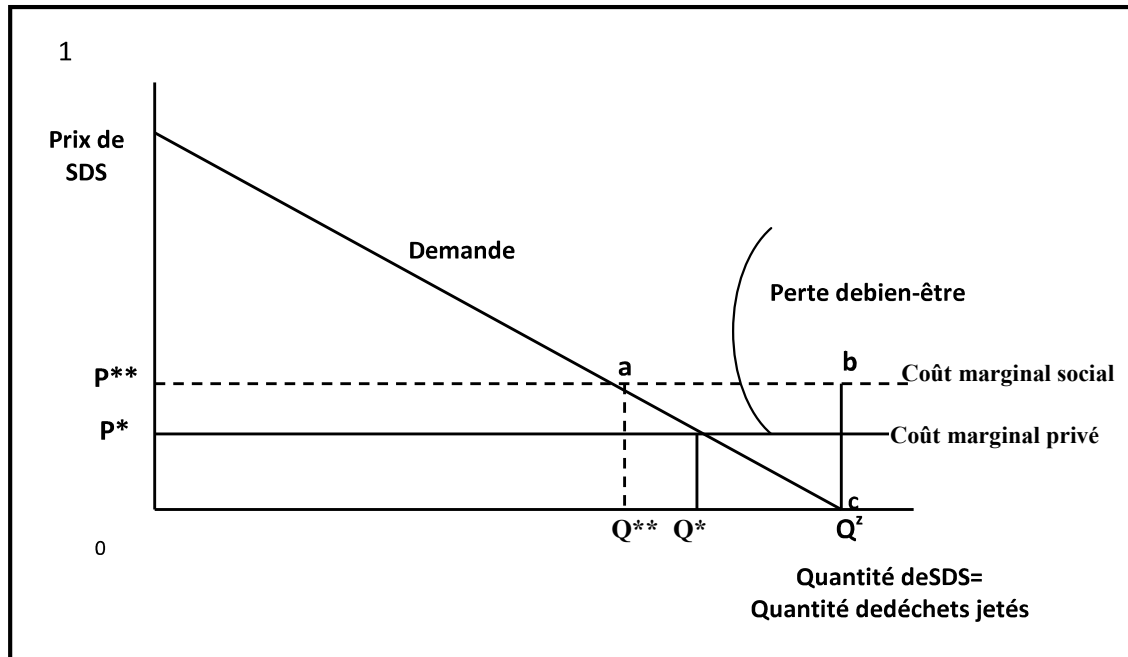
### 2.1 Notion des coûts sociaux

Le graphique 1 illustre la courbe de demande de services de collecte de déchets<sup>1</sup>. Quand le prix de service baisse, la demande de service augmente. Si le prix, c'est à dire le coût marginal d'élimination des déchets est égal à zéro (prix est indépendant de la quantité de déchets éliminés), alors les ménages payent un forfait et par conséquent la quantité optimale de déchets jetés sera  $Q^*$ . Avec l'introduction de la tarification marginale du SDS, les ménages seront désormais facturés à un prix par unité de SDS, supposons,  $P^*$ . Notez qu'avec la tarification marginale, la demande de SDS se déplace vers la gauche et se trouve maintenant à  $Q^*$ . La demande de SDS telle que mesurée par la quantité de déchets ménagers à éliminer diminue avec l'augmentation de prix en SDS.

Cependant, trouver la taxe optimale d'élimination pose plusieurs problèmes. Les frais d'élimination optimale devraient couvrir aussi bien le coût marginal privé et le coût marginal de l'environnement. Il est donc important de quantifier tous les effets externes engendrés par le traitement des déchets. Donc, le prix,  $P^*$ , devrait intégrer non seulement le coût privé de SDS, mais aussi les coûts externes. Dans le même graphique, lorsque le coût marginal externe de SDS est reflété dans le prix de SDS,  $P^{**}$ , la demande de SDS se déplace vers la gauche, au  $Q^{**}$ . Il en résulte une nouvelle baisse de la quantité de déchets jetés. Le triangle *abc* représente la perte de bien à la société sous un régime de tarification marginale égal à zéro.

<sup>1</sup>En réalité, il se pourrait bien que la demande de services de déchets solides n'est pas une relation linéaire avec le prix de ces services.

Graphique 1 : Courbe de demande de services de déchets solides (SDS)



Source: Jenkins (1993)

Cependant, comme démontre clairement le graphique 1 le régime forfaitaire mènera toujours à une quantité non optimale de la production de déchets, car les coûts marginaux d'élimination des déchets sont certainement positifs. Le montant forfaitaire est déterminé par la quantité de déchets générés les années précédentes. Le forfait couvre complètement ou partiellement les coûts de collecte et de traitement des déchets solides municipaux. Toutefois, les forfaits ne fourniront pas aux ménages une incitation à réduire la production de déchets lorsque le prix marginal de production de déchets est égal à zéro.

## 2.2 Problème des coûts financiers

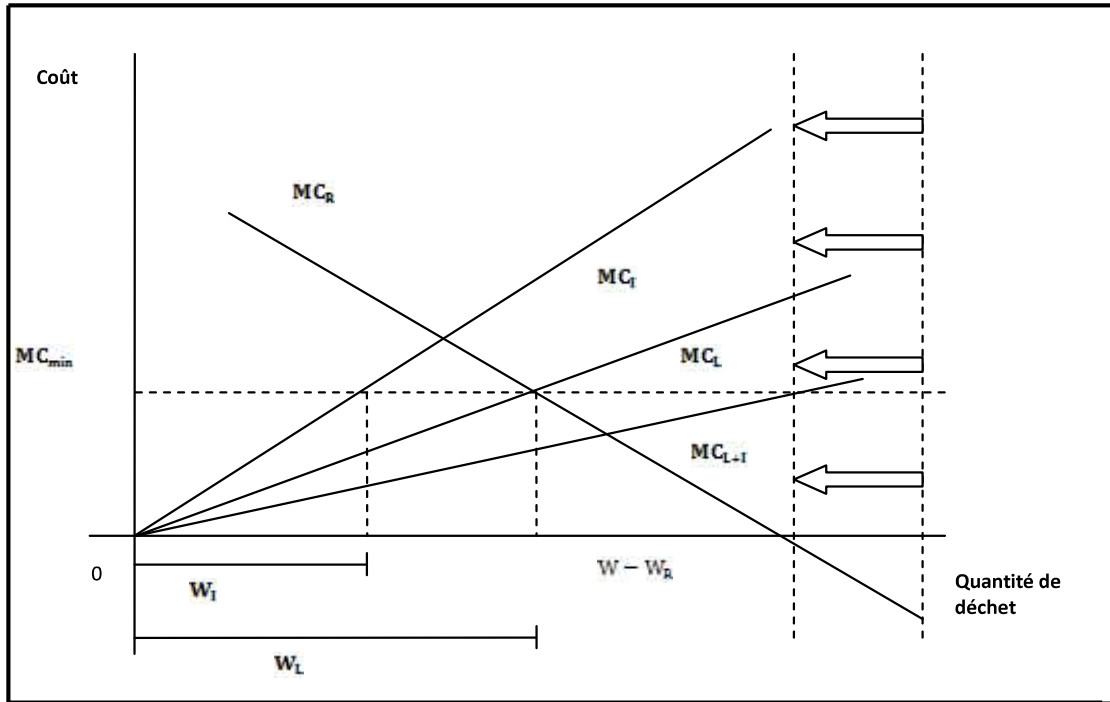
A cet effet, l'adoption d'un système d'élimination de déchets doit prendre en considération les coûts et les bénéfices (privés et sociaux). Brisson (1997) a utilisé un modèle d'optimisation simple pour montrer la méthode d'élimination de déchets optimale. Il suppose que trois options possibles : le recyclage (inclus le compostage), incinération et l'enfouissement ou la mise en décharge. Le déchet  $W$  est recyclé ( $W_R$ ), incinéré ( $W_I$ ) ou enfouie ( $W_L$ ):

$$W = W_R + W_I + W_L$$

Figure 2 illustre la combinaison optimale entre les trois options de gestion des déchets. Le choix entre ces options est basé sur le mécanisme du marché, donc les coûts ne reflètent que les coûts financiers plutôt que les coûts environnementaux. Les ménages choisissent de recycler les déchets que si le recyclage offre des avantages. Cela signifie que si le recyclage est laissé aux forces du marché et donc considéré comme exogène au problème de minimisation des coûts, le

recyclage aurait lieu jusqu'au point où le profit marginal de recyclage (c'est à dire  $-MC_R$ ) est égal à zéro. Le reste des déchets ( $W - W_R$ ) devront soit, être incinéré ou enfouis. Étant donné qu'il n'y a pas de contraintes institutionnelles, le décideur va baser le choix entre les options d'élimination des déchets uniquement sur le coût social net d'élimination et de choisir les niveaux d'incinération et d'enfouissement de sorte que le coût marginal d'incinération sera égal au coût marginal de mise en CET.

Figure 1 : Combinaison des options de gestion des déchets avec que les coûts financiers



Source: Brisson (1997)

La ligne  $MC_{L+I}$  dans la figure 2 illustre la quantité totale de déchets qui peuvent être enfouis et incinérés à coût marginal donnée. Le coût marginal minimum  $MC_{min}$  à laquelle tous les déchets (égale à la quantité  $W - W_R$ ) peuvent être éliminés est atteint lorsque cette ligne coupe la verticale  $W - W_R$ . À ce stade, les coûts marginaux d'enfouissement sont égaux aux coûts marginaux de l'incinération. Une quantité de  $W_I$  sera incinéré et la quantité  $W_L$  sera enfouis.

### 2.3 Problème des coûts sociaux

Les coûts d'élimination de déchets ne consistent pas que les coûts financiers, mais aussi les coûts de l'environnement. Afin de choisir entre les options d'élimination, ces coûts et avantages environnementaux doivent être pris en considération. Le problème du décideur est de minimiser le coût social net de la gestion de déchet :

$$\text{Min CSN}(W) \tag{1}$$

$$\text{s. c } W = W_R + W_I + W_L$$

d'où  $CSN(W)$  est le coût social net de la gestion de déchets de l'ensemble des déchets.  $W_R$  est les déchets recyclés,  $W_I$  est les déchets incinérés,  $W_L$  est les déchets enfouis. Le coût social net de la gestion est la somme des coûts sociaux nets de chaque option d'élimination.

$$CSN(W) = CSN(W_R) + CSN(W_I) + CSN(W_L) \quad (2)$$

Ce coût social net de chaque option est composé de coûts privés ( $CP$ ), des coûts externes ( $CE$ ) et les avantages externes issus des ventes de matériaux recyclés (compostés) ( $R_r$ ) ou d'énergie ( $R_{en}$ ).

$$CSN(W_R) = PC_R + CE_R - R_r$$

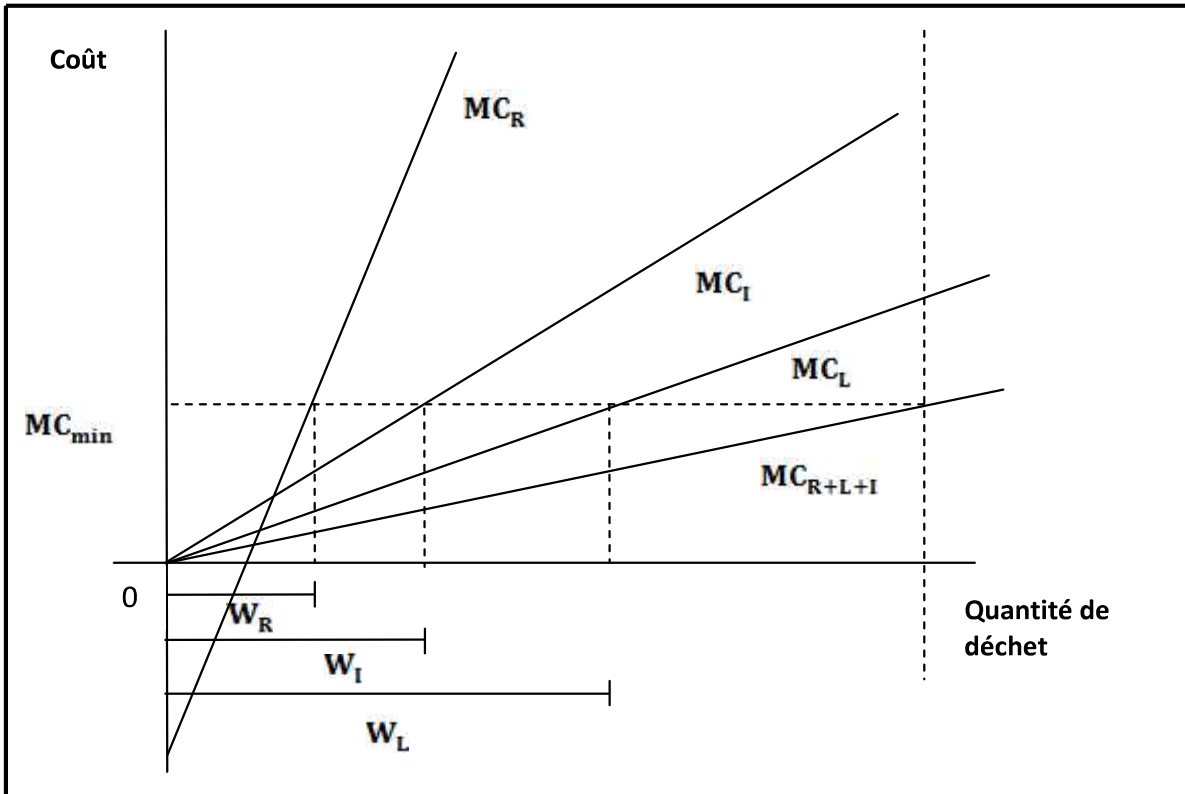
$$CSN(W_I) = PC_I + CE_I - R_{en} \quad (3)$$

$$CSN(W_L) = PC_L + CE_L - R_{en}$$

Chacune des options d'élimination entraîne des coûts et des avantages différents. L'enfouissement se traduit par des émissions de méthane. Même dans le processus de recyclage n'est également pas exempt de pollution de l'environnement. Parmi les désavantages de recyclage, la qualité des matériaux recyclés est inférieure à la quantité des matériaux vierges. Le traitement de déchet fournit également certains avantages pour la société. Dans le cas du recyclage, il est possible de vendre une partie des matériaux récupérés ; dans le cas d'incinération et d'enfouissement, il est possible de vendre d'énergie. La récupération de matériaux et d'énergie a à la fois des avantages financiers et des avantages environnementaux sous la forme des coûts évités causés par la production des matériaux vierges.

Le problème d'optimisation telle que présentée dans l'équation 1 à 3 est illustré graphiquement dans la figure 3. Contrairement à la figure 2, le  $CSN$  des trois options de traitement des déchets est représentée par la ligne coût marginal total qui inclut les coûts environnementaux. Par ailleurs, le recyclage n'est plus exogène au problème d'optimisation, mais inclus comme une option. Semblable à l'image précédente, la ligne  $MC_{R+L+I}$  représente la quantité totale de déchet qui peut être éliminé, c'est-à-dire recyclée, enfouie ou incinérée étant donné les coûts marginaux. Le coût marginal minimum  $MC_{min}$  peut-être encore déterminé (intersection de la ligne  $W$  avec  $MC_{R+L+I}$ ) et les quantités optimales du recyclage, incinération et enfouissement peuvent être trouvées.

Figure 2: Le niveau optimal derecyclage, d'incinération et d'enfouissement avec la totalité des coûts sociaux



Source : Brisson (1997)

La figure 3 montre qu'il n'est pas optimal pour recycler tous les déchets. C'est beaucoup trop cher, même lorsque les coûts environnementaux causés par le traitement des déchets sont pris en compte. La même chose vaut pour l'incinération comparée avec l'enfouissement. Le choix entre les options de gestion des déchets n'est pas aussi facile comme une hiérarchie notamment lorsque les gouvernements cherchent à minimiser les coûts. Par exemple, [Ready&Ready \(1995\)](#) illustre que l'enfouissement devient de plus en plus cher quant l'espace consacré à la construction des CET soit épuisé. Ils soutiennent qu'il peut être optimal si les programmes de recyclage, compostage, incinération sont retardés jusqu'à ce que le CET est partiellement rempli.

En appliquant la hiérarchie d'élimination des déchets d'une façon stricte, le gouvernement pourrait être stimulé à des niveaux inefficacement élevés de recyclage et d'incinération, ce qui rend que la société paie beaucoup trop pour le traitement des déchets. Comme il est extrêmement difficile de déterminer les coûts sociaux totaux de traitement des déchets, il sera très difficile pour le gouvernement de déterminer combien de déchets devraient être recyclés, incinérés et enfouis de façon optimale ou d'internaliser les coûts sociaux dans le prix de traitement des déchets. Par ailleurs, la plupart des pays commencent à inciter au recyclage, à l'incinération et à décourager l'enfouissement. Ainsi, la hiérarchie des déchets, bien que n'étant pas optimale, peut aider à

canaliser les politiques de gestion des déchets dans la bonne direction aussi longtemps que nous gardons à l'esprit que ce n'est pas un outil de politique optimale et qui ne doit pas être appliqué sans réflexion.

### 3 L'INTÉGRATION DE L'ACB DANS LA GESTION DES DÉCHETS SOLIDES MUNICIPAUX

#### 3.1 Hiérarchie des modes d'élimination de déchets

Idéalement, le choix stratégique de mode d'élimination des déchets devrait être fondé sur des estimations des coûts et des avantages sociaux des différentes options. Non seulement il est important de trouver des poids de bien-être individuel pour ces options d'élimination et de leurs différentes externalités associées, mais aussi de fournir des informations importantes sur les coûts d'élimination. Comme les poids de bien-être individuel sont intrinsèquement difficiles à obtenir, la littérature en général restreint son analyse à des évaluations coûts-coûts. La meilleure option dans un tel cas est simplement de définir la technologie d'élimination des déchets qui minimise le coût social à la marge. Évidemment, de savoir combien des déchets devraient être recyclés, incinérés et/ou enfouis et qui résultent de la fonction de coût social global, à savoir, le coût marginal de l'ensemble des options possibles. Il n'est optimal pour le gouvernement que d'éliminer ses déchets à travers toutes les options, si pour une quantité donnée de déchets, les coûts marginaux sociaux des trois options sont égaux aux coûts marginaux sociaux de traitement. Si, par exemple, le coût marginal social de l'enfouissement d'une quantité donnée de déchets est supérieur au coût marginal social de l'incinération, l'autorité devrait incinérer tous les déchets dans une perspective de coût social et *vice-versa*.

Comme est mentionnée ci-dessus, il est important de déterminer la totalité des coûts sociaux du traitement de déchets afin de déterminer l'option optimale. Une des plus grandes difficultés à travers ces coûts est l'estimation des déchets. Cela nécessite une évaluation de la quantité réelle de pollution qui se produit. L'évaluation économique pourrait être utile à cet égard via l'analyse coûts-bénéfices.

A ce titre, les externalités environnementales peuvent être évaluées par une analyse coûts-bénéfices (ACB). Le principe est de comparer des différentes alternatives en se référant aux bénéfices qu'elles produisent à la société entière et aux coûts sociaux. Ces coûts et bénéfices ne sont pas limités à des opérations d'un marché spécifique. Le critère de bénéfice social net exige la comparabilité des coûts et des avantages en terme monétaire. Cependant, certains coûts et bénéfices ne possèdent pas de marché d'où l'appel à des méthodes d'estimation des biens non-marchands est indispensable (Commonwealth of Australia, 2006). Ces évaluations sont basées sur les préférences des individus et qui peuvent être reflétées par le consentement à payer (CAP) de chaque personne pour une amélioration ou par le consentement à recevoir (CAR) pour une compensation des pertes (Perman et al, 1996). Parmi les méthodes utilisées, la méthode des prix hédonique. Par exemple, le développement d'un site d'enfouissement peut entraîner une baisse temporaire ou permanente des prix de l'immobilier situé dans un périmètre voisin. Cette

valeur négative pourrait être considérée comme un indicateur du coût de visuels, d'odeur et des effets sanitaires du site d'enfouissement (voir par exemple Hite et al., 2001). Autres méthodes qui peuvent être utilisées, nous trouvons la méthode d'évaluation contingente, la méthode de coûts de transport (voir aussi Hanley et Spash, 1993).

Les coûts privés d'une option d'élimination comptent les coûts d'exploitation et d'entretien liés au travail et au capital. Les coûts directs de l'environnement sont liés à l'ensemble des externalités environnementales d'une technologie spécifique, en particulier des pollutions d'air, d'eau et du sol. En effet, ces externalités diffèrent largement entre les différentes options d'élimination. Cependant, il existe un lien clair entre le coût privé et le coût environnemental. En général, lorsque des mesures sont prises contre les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol, le coût privé a tendance à être plus élevé que le coût environnemental (Dijkgraaf et Vollebergh, 2005).

### 3.2 Revue de la littérature sur la comparaison des modes d'élimination de déchets

Plusieurs études ont été consacrées à la comparaison de différentes options d'élimination des déchets. Brisson (1997) a réalisé une thèse sur l'analyse coûts-bénéfices sociaux de la gestion des déchets solides municipaux pour les pays d'UE. Elle a analysé la hiérarchie d'élimination : (1) le recyclage y compris le compostage (2) l'incinération et (3) l'enfouissement. Son calcul des coûts privés et environnementaux de différents modes d'élimination de déchets suggère que le recyclage est le meilleur mode d'élimination (voir le tableau 1). Cependant, le compostage n'est pas la meilleure option dans un perspective coût-bénéfice. L'enfouissement est toujours mieux que le compostage.

Vollebergh (1997) a calculé le coût social pour des usines de traitement de déchets avec récupération d'énergie aux Pays-Bas. Il a explicitement distingué entre les coûts privés et les coûts environnementaux des déchets et de la fonction d'énergie de cette technologie. L'enfouissement a utilisé l'option d'opportunité pour la fonction de déchet et la moyenne d'énergie fossile (fuel) de système de référence néerlandais. Les résultats montrent que les coûts privés et les coûts environnementaux du traitement des déchets par enfouissement ont tendance à être plutôt faibles, les coûts de la fonction d'électricité de l'incinération des déchets sont assez élevés. Les calculs montrent aussi la préférence du gouvernement néerlandais pour l'incinération des déchets a soulevé le coût social du traitement des déchets et la production d'électricité par 18.2 Dfl<sup>2</sup>/cts par kWh ou 103 Dfl., pour une tonne de déchets (coût total d'enfouissement ainsi que carburant fossile basé sur la génération du système de référence). Ainsi, le gouvernement subventionne l'énergie électrique issue des déchets par sa politique de gestion de déchets. Le coût de cette politique est en partie payé par les consommateurs actuels de l'électricité. Les consommateurs d'électricité paient un prix égal au coût évité de la production d'électricité de 7.3 Dfl/cts par kWh, tandis que le coût marginal de production d'électricité à partir de déchets est quasi nul. Les producteurs de déchets, comme les ménages et les

<sup>2</sup> Coûts exprimés en Deutchguilders (Dfl) 1 Dfl=0.453780€.

entreprises, ont à payer encore 10.9Dfl.cts/kWh via une hausse des tarifs nécessaires pour financer les usines d'incinération des déchets.

Nolan-Itu (2001) présente une évaluation d'un système de tri sélectif en Australie. Cette évaluation est basée sur les données de 200 collectivités, les coûts et des avantages sociaux totaux sont calculés pour le recyclage par rapport à l'enfouissement. Les auteurs constatent un bénéfice social net pour tous les systèmes de recyclage utilisés (tri sélectif existant avec des rendements courants, tri sélectif existant avec des rendements élevés, tri sélectif de papier et de verre seulement, récupération d'énergie à partir du plastique et de papier, traitement mécano biologique). Cette conclusion s'applique également pour les zones avec une faible densité de population. Bien que les coûts augmentent et les bénéfices diminuent quand la densité de population diminue, des bénéfices sociaux nets demeurent positifs. Cependant, peu de données sont disponibles pour les villes rurales et les communautés éloignées, puisque les services en porte-à-porte ne sont pas souvent présents dans ces régions.

Döberl et al. (2002) ont évalué les différents scénarios de gestion des déchets solides municipaux et des boues d'épuration en Autriche en utilisant une approche coûts-bénéfices. Les auteurs utilisent également une analyse coût-efficacité modifiée. Ce type d'analyse permet d'inclure les impacts à long terme des matériaux mis en fouie. Les auteurs incluent un grand nombre d'émissions de neuf scénarios de traitement des déchets, et appliquent des prix fictifs et ajoutent les coûts privés de différentes options de traitement à ces coûts externes. Ils ont concentré sur les effets à long terme, car ils comptent des émissions dans les 10 000 prochaines années. Leur analyse montre que l'incinération est la meilleure option, suivie d'un traitement mécano biologique. L'enfouissement est la mauvaise option. Que l'incinération est plus performante que le traitement mécano biologique découle du fait que les résidus de l'incinération ont une meilleure qualité. Cela permet d'économiser des émissions dans la phase d'enfouissement des résidus. Comme la période de l'analyse est très longue, l'actualisation semble être importante. Cependant, les auteurs ont utilisé un taux d'actualisation égale à zéro en se référant au principe de précaution et à l'impossibilité d'estimer le progrès technologique.

Bruvoll et Nyborg (2002) ont analysé si les efforts de recyclage des ménages devraient être intégrés dans les calculs coûts-avantages des options de traitement des déchets. En utilisant les données pour la Norvège, ils calculent que le consentement à payer des personnes pour améliorer les activités de tri est de 87 dollars par tonne de déchets. Par rapport aux coûts totaux du traitement, c'est une contribution importante.

L'EPA (2002) présente une analyse coûts-avantages de trois options de recyclage et d'incinération des bouteilles en plastique. Les options de recyclage diffèrent quant à la collecte (seulement dans les stations de recyclage municipales ou encore locales) et la façon dont les bouteilles sont traitées après la collecte (exportation vers l'Allemagne ou la production de granulés au Danemark). Sur la base de l'incinération, des coûts sociaux sont beaucoup moins chers pour la société que le recyclage. Selon les auteurs, il découle principalement de coûts de collecte beaucoup plus élevés pour le recyclage. L'analyse de sensibilité a été effectuée par les auteurs sur un grand nombre de variables. Cela montre que

le classement des options est robuste avec seulement quelques exceptions. Les coûts sociaux nets pour une tonne de déchets sont de 297€ pour l'incinération, 573€ pour le recyclage (cas de granulés au Danemark), 492€ pour le recyclage (exportation en Allemagne), et 392€ pour le recyclage (station municipale). Dans une autre étude, l'EPA (2003) analyse les coûts et les avantages de l'augmentation du recyclage des déchets organiques. Cette analyse montre que l'incinération est moins chère pour la société que la digestion anaérobie ou le compostage central. Bien que le traitement soit moins cher pour ces deux dernières options, cela est compensé par des coûts de collecte beaucoup plus élevés. Les coûts externes sont faibles pour toutes les options et ils sont responsables de 5 à 10% des coûts nets sociaux. L'analyse de sensibilité montre que, en général, les conclusions ne sont pas dépendantes des hypothèses formulées.

Vigsoe & Andersen (2002) présentent une comparaison coûts-avantages de la collecte et du recyclage des contenants de boissons avec l'incinération. En utilisant les données pour le Danemark, où un système de consigne a été simplement mis en service, le rapport conclut que les coûts du système de consignes sont relativement élevés par rapport aux avantages environnementaux. Dans la même année, Petersen & Andersen (2002) comparent les coûts et les avantages du recyclage du papier et l'utilisation de papier pour la récupération d'énergie. Alors que la dernière option est interdite au Danemark, une analyse coûts-avantages sociaux montre que la récupération d'énergie permet d'économiser un coût net social. Non seulement le prix du marché plus faible pour le charbon (comparés sur la base du même contenu énergétique), l'utilisation du papier au lieu du charbon permettent d'économiser des émissions de CO<sub>2</sub>. Quant aux Ibenholt et Lindhjem (2003) analysent si la collecte sélective et le recyclage des emballages déliquides sont une meilleure option que l'incinération ou l'enfouissement par une analyse coût-bénéfice sociale. Ils montrent, en utilisant les données pour la Norvège, que la collecte sélective et le recyclage sont très coûteux puisque les emballages en boîtes déliquides sont seulement une petite partie des déchets totaux. Incinération avec récupération d'énergie est l'option la plus faible avec le coût social net par rapport à l'enfouissement et le recyclage.

Rasmussen & Reimann (2004) analysent si la croissance des déchets solides municipaux devrait être réceptionnée en augmentant la capacité des usines d'incinération des déchets ou en utilisant les déchets comme un substitut des combustibles fossiles dans les centrales de production privées. Bien qu'aucun des gains peuvent être réalisés par le transfert des déchets provenant des installations d'incinération des déchets existantes vers les installations de production privée, cette conclusion n'est pas valable pour les déchets qui ne sont pas incinérés actuellement. Les bénéfices sociaux nets surviennent si la capacité des usines de production privée est utilisée. Dijkgraaf et Vollebergh (2004) présentent une analyse coûts-avantages sociale pour l'enfouissement *versus* l'incinération aux Pays-Bas. Les données fournissent un soutien de préférer une généralisation de politique d'incinération par rapport à l'enfouissement, mais seulement si l'analyse est limitée seulement aux coûts environnementaux et inclus des économies de récupération d'énergie et des matériaux. Cependant, des coûts privés bruts sont beaucoup plus élevés pour l'incinération, l'enfouissement est l'option minimaliste des coûts sociaux à la marge, même dans un pays densément peuplé comme les Pays-Bas. Par ailleurs, les auteurs montrent que les résultats se généralisent à d'autres pays européens, et probablement pour les États-Unis. Un

traitement approprié à, et la valorisation énergétique d'enfouissement semblent être les cibles les plus importantes pour la politique des déchets.

Enfin, cette étude confirme les estimations antérieures de Vollebergh (1997) que les usines récupération d'énergie issue des déchets sont un moyen très coûteux pour économiser les émissions de changement climatique.

Le tableau 1 présente un aperçu des études examinées jusqu'ici. Chaque ligne donne le classement des options de traitement analysées dans l'étude. Un certain nombre de conclusions ressortent du tableau:

- Le recyclage, qui est la meilleure option selon la hiérarchie de l'UE, n'est pas toujours la meilleure option selon des études coûts-avantages. Dans trois études, d'autres options sont préférables, et trois autres études confirment la hiérarchie de l'UE. Ainsi, la preuve existe que le recyclage n'est pas toujours la meilleure option de traitement. Cela provient principalement de la collecte des coûts parfois très élevés lorsque les déchets doivent être collectés séparément. Cela montre l'importance de rendre compte que les déchets sont une marchandise hétérogène.
- Le compostage, qui est inclus dans le recyclage dans la hiérarchie de l'UE, est l'option préférée dans une seule étude qui a consacré son analyse aux émissions de gaz à effet de serre. Deux autres études montrent que l'incinération ou même toutes les autres options sont préférables au compostage.
- L'incinération, qui est préférée dans la hiérarchie de l'UE au dessus d'enfouissement, est préférable à l'enfouissement dans une perspective de coût social dans deux études. Cependant, trois autres études montrent que l'enfouissement est la meilleure option. En conséquence, la hiérarchie de l'UE ne semble pas être soutenue par les études coûts-avantages.

Tableau 1 : Aperçu des études

L'étude	Type de déchets	Y	REC	MP	NO	INCI	CFE	ENF
Brisson (1997)	General	1	4	3			2	
Vollebergh (1997)	Incinerable					2	1	
Ayalon (2001)	Composable			1	3			2
Nolan-Itu (2001)	Recyclables-	1						2
Döberl et al. (2002)	General					1		2
EPA (2002)	Les bouteilles en plastique	2			1			
EPA (2003)	Composables			2	1			
Vigsoe & Andersen(2002)	Contenants de boissons à sens unique	2			1			
Petersen & Andersen(2002)	Papier	2					1	
Ibenholt et al. (2003)	Conteneurs bord liquide	3			1			2
Rasmussen & Reimann(2004)	General					2	1	
Dijkgraaf & Vollebergh (2004)	General					2		1

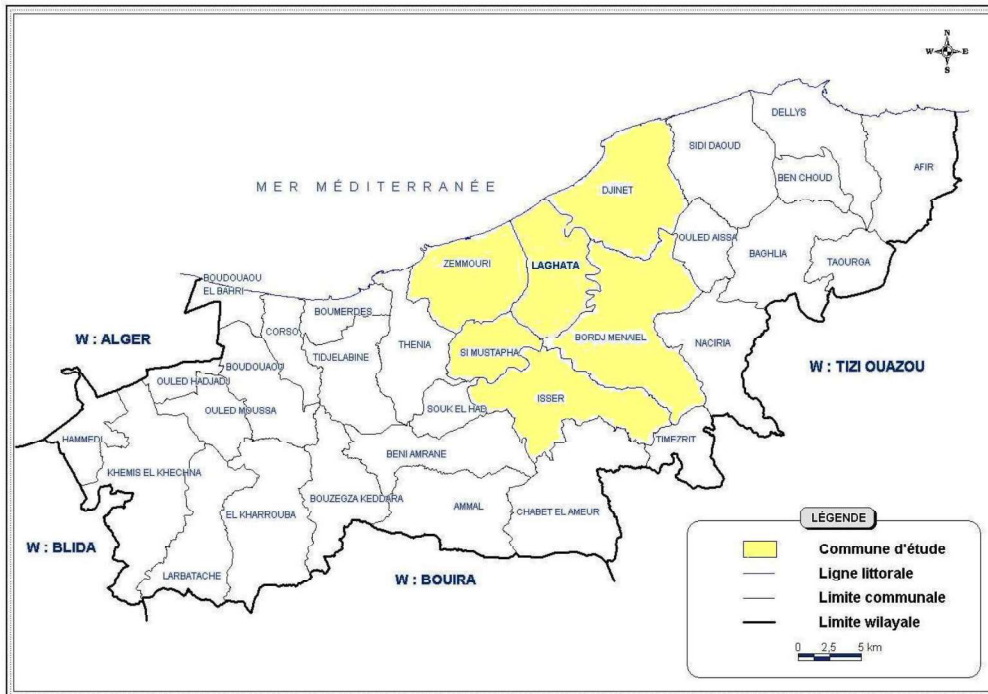
Note: CFEP = Coal-fired electricity plant (Centrale électrique au charbon)

## 4 APPLICATION EMPIRIQUE

### 4.1 Description de la région pilote

La région pilote, est situé à l'Est d'Alger, est comporte 6 communes, trois communes côtières et trois autres intérieures. La proximité d'Alger et de Tizi-Ouzou se traduit par une moyenne densité de la population dans la zone d'étude avec une moyenne de 471,43 hab/km<sup>2</sup>. La population totale est de 175558 habitants. La zone de l'étude inclut des régions urbaines, en particulier aux Issers et à Bordj-Menaïel, mais aussi à Si-Mustapha. Les zones rurales et agricoles se trouvent dans le reste des communes, mais les développements urbains sont en expansion rapide notamment dans les communes littorales.

Carte 1 : Localisation de la zone d'étude



Trois communes sont considérées comme des zones touristiques (Zemmouri, Cap-Djenet, et Legata). Les deux premières communes disposent des ports de pêches. La quantité totale de déchet produite au niveau de ces six communes est de l'ordre de 47435,28 tonnes par an.

Tableau 2 : Description de la zone d'étude

Communes	Populatio n 2008	Activité agricultur e	Tourism e	Quantité déchets	super ficie	Foret	Pêche
Zemmouri	26729	3710	4 complex es+ des vacances	9294,77	55,5	807 h	
Bordj- Menaïel	62336	6,9 km2	non	18464,16	97,8		
Legata	14748	3078,60 h	inexploit able	3795,36	48,7		
Cap-Djenet	24560	3067	3000 per/jour	5826,86	72,12		200 à 300 t/an
Issers	34034	4116,6	non	7550,95	67,03	394	
Si-Mustapha	11151	2136	non	2503,186	27		

#### 4.2 Les différentes alternatives de mode d'élimination de déchets

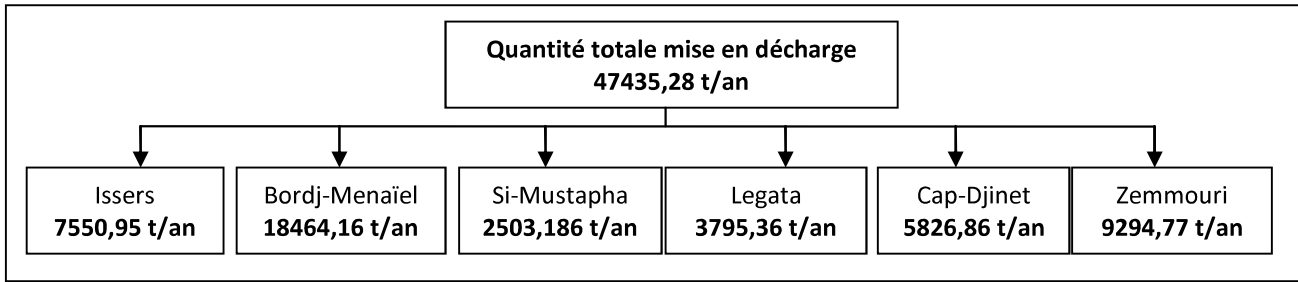
##### 4.2.1. La mise en décharges

Cette option reprend la situation actuelle adoptée au niveau des six communes de notre cas d'étude. À ce titre chaque commune dispose d'une décharge communale non contrôlée d'où l'élimination s'effectue de manière anarchique en brûlant les déchets d'une période à l'autre à ciel ouvert. La superficie totale de ces décharges est évaluée à 11 hectares (Bordj-Menaïel 2h ; Issers 1h ; Cap-Djenet 1h ; si-Mustapha 2h ; Legata et Zemmouri 0,5h pour chacune). Le critère spécifique de ces décharges est qu'elles soient implantées à proximité d'habitations, le long des rivières des oueds, sur les terrains agricoles ou à côté des massifs forestiers.

Les décharges dites sauvages ne possèdent aucun dispositif de préservation de l'environnement, provoquant des externalités négatives (nuisances pour les habitants, pollution des eaux et des milieux naturels,...). Il s'agit notamment de pollution par infiltration du lixiviat vers les eaux souterraines ou par ruissellement vers les eaux superficielles. Les externalités négatives engendrées par ces décharges sont de plusieurs ordres :

- Elles dégradent les sites et les paysages ;
- Elles sont à l'origine de nombreuses pollutions des eaux souterraines ;
- Elles provoquent parfois les incendies ;
- Elles créent des risques pour la santé publique...
- Ces décharges peuvent comporter des déchets inertes, déchets hautement toxiques, des cadavres d'animaux et autres.

Figure 3 : Flux des déchets au niveau de l'option 1 (mise en décharge)

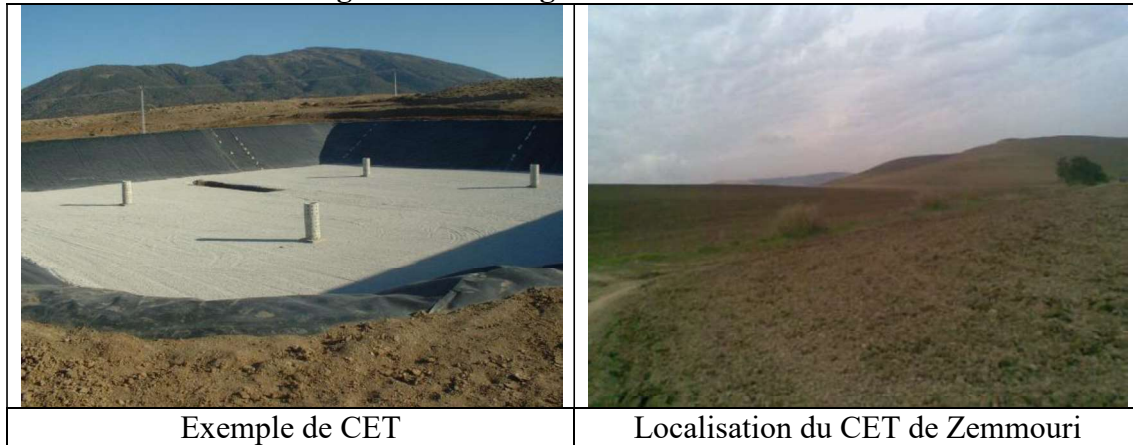


Dans ce cas, nous intégrons une autre option à celles utilisées par [Brisson \(1997\)](#), la mise en décharge non contrôlée. Alors, la quantité de déchets jetée est totalement éliminée par la mise en décharge, c'est-à-dire =  $W_D = 47435,28t$ ,  $W_R = 0$ ,  $W_I = 0$  et  $W_L = 0$

#### 4.2.2. L'enfouissement technique (CET)

Cette option est fondée sur l'abandon du mode traditionnel d'élimination (les décharges sauvages) et la conception d'un dispositif nouveau, le centre d'enfouissement technique (CET). Ce dispositif nécessite tout d'abord une prospection de sites potentiels du CET, choix du site et une étude d'impact. Le CET doit répondre à des exigences environnementales, telles que la clôture de site et la disposition des pistes internes. Quant aux casiers doivent être aménagés d'une geo-membrane pour limiter l'infiltration des lixiviats, ainsi que des moyens de la récupérer. En plus de récupération des biogaz.

Figure 4: Aménagement final du casier CET



Cette option contrairement à la précédente, demande la création d'un EPIC qui assure la gestion. L'EPIC a comme compétences en matière technique :

- de contrôler l'ensemble des flux entrants ;
- d'effectuer les opérations de mise en alvéole, de recouvrement périodique et définitif des déchets ;
- de contrôler les envois ;
- de contrôler et traiter les lixiviats
- de contrôle le biogaz.

En plus de la partie technique, l'EPIC assure la partie administrative et financière (les contrats clients, les relations avec les administrations de contrôle, les relations avec les habitants riverains, les bilans mensuels, semestriels et annuels, la gestion du personnel du site, la facturation, le suivi des paiements des clients).

Dans notre cas d'étude, le CET est d'une capacité de 100 000 tonnes par an avec une durée de vie de 20 ans, soit un volume de stockage des déchets de plus de 1 520 440 m<sup>3</sup> équivalents à 1064 308 T (DEWB, 2011).

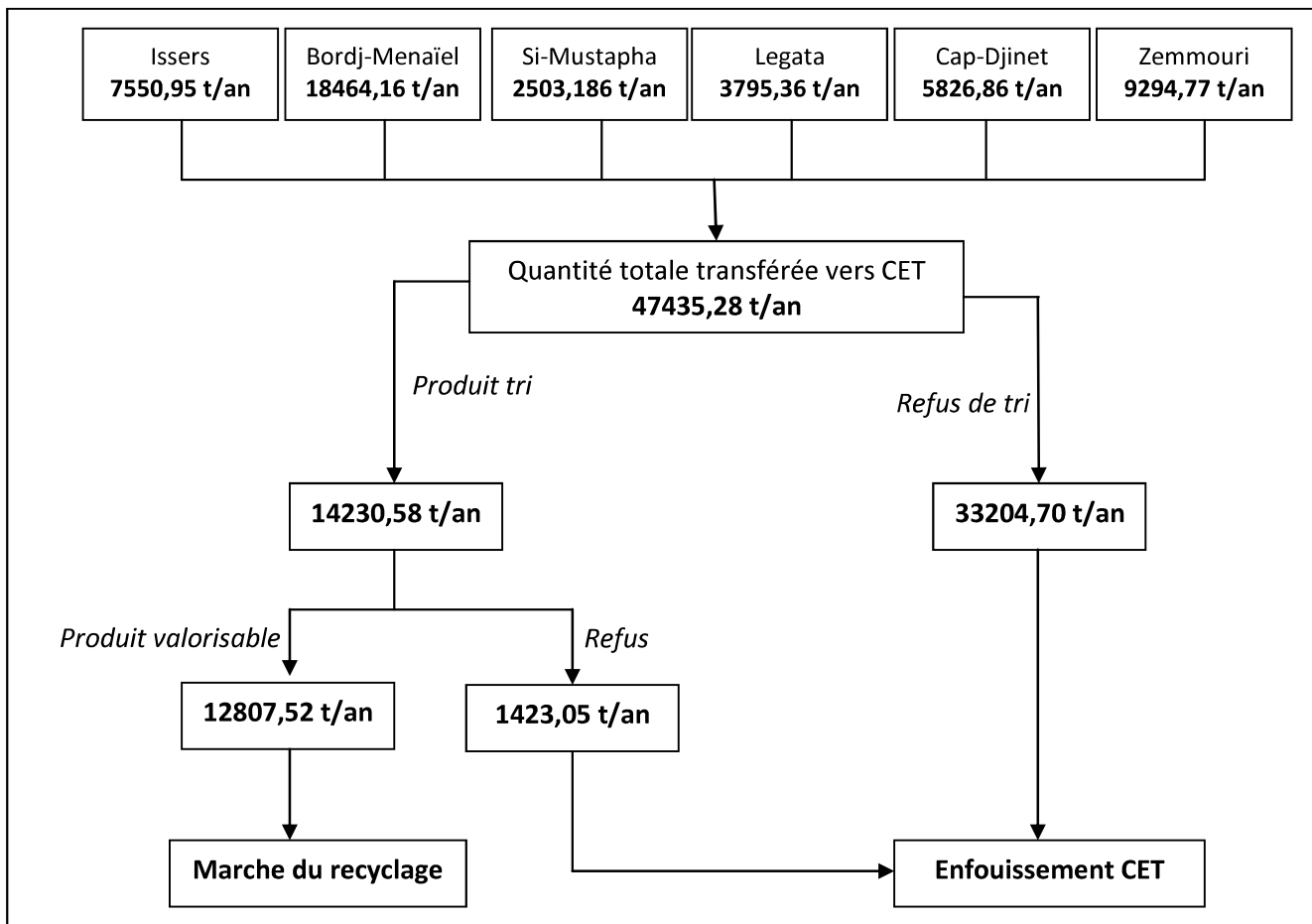
Le projet prévoit la réalisation de trois casiers pour la réception des déchets selon les caractéristiques suivantes :

	Superficie du casier M2	Volume de stockage M3	Quantité T
Casier n° 1	26 970	260 000	182 000
Casier n° 2	19 905	224 000	156 800
Casier n° 3	13 027	135 000	94 500

La direction de

l'environnement de la wilaya de Boumerdes a adopté la construction d'un CET intercommunal à Zemmouri pour un coût estimé à 370 millions de DA. Il dessert les communes de Zemmouri, Bordj Menäïel, Legata, Si Mustapha, Cap Djenet et Issers.

Figure 5 : Flux des déchets au niveau de l'option 2 (CET)



L'ensemble des flux de déchets produits au niveau des six communes vont être acheminés directement au CET dont ils seront triés avant la mise dans les casiers. Nous supposons ici que le taux des matériaux récupère est de 30% (sur la base la composition de déchets), et que 10% de cette quantité et non revalorisable, le reste est destiné au marché du recyclage. Donc,  $W = W_R + W_L = 12807,52 + (33204,70 + 1423,05)$ ,  $W_I = 0$  et  $W_D = 0$

#### 4.2.3. Le compostage

Selon cette option, une station de compostage dotée d'un CET est adopté pour assurer l'élimination de déchets municipaux. Le compostage est une technique qui permet de valoriser les déchets organiques sous forme d'humus dans le cycle de vie. En effet, un compost peut avoir des effets importants sur le sol notamment :

- L'amélioration de la stabilité et la structure du sol ;
- La conservation en eau et la perméabilité ;
- L'influence sur la chimie du sol ;
- L'apport calorique
- Les effets phytosanitaires

Dans le processus de compostage, la matière organique se dégrade par une activité microbienne. Donc, la quantité des déchets organiques se réduisent à 50%. Cependant, la mise en place de cette troisième alternative de mode d'élimination de déchets nécessite au préalable :

- L'existence d'une forte demande en compost dans la région d'étude. Étant donné que les communes de notre cas d'études se caractérisent par sa vocation agricole.
- Le compostage dans le but de prolonger la durée de vie des CET. En effet avec le traitement des organiques, nous réduisant en plus des quantités mises en CET, la quantité de lixiviats et de gaz.
- La récupération d'une partie des déchets recyclables.

Donc, la station de compostage joue un rôle important dans la gestion intégrée des déchets de notre zone d'étude. Sur la base des expériences de la station de compostage de Blida (Grossmann, 2003), nous supposons que :

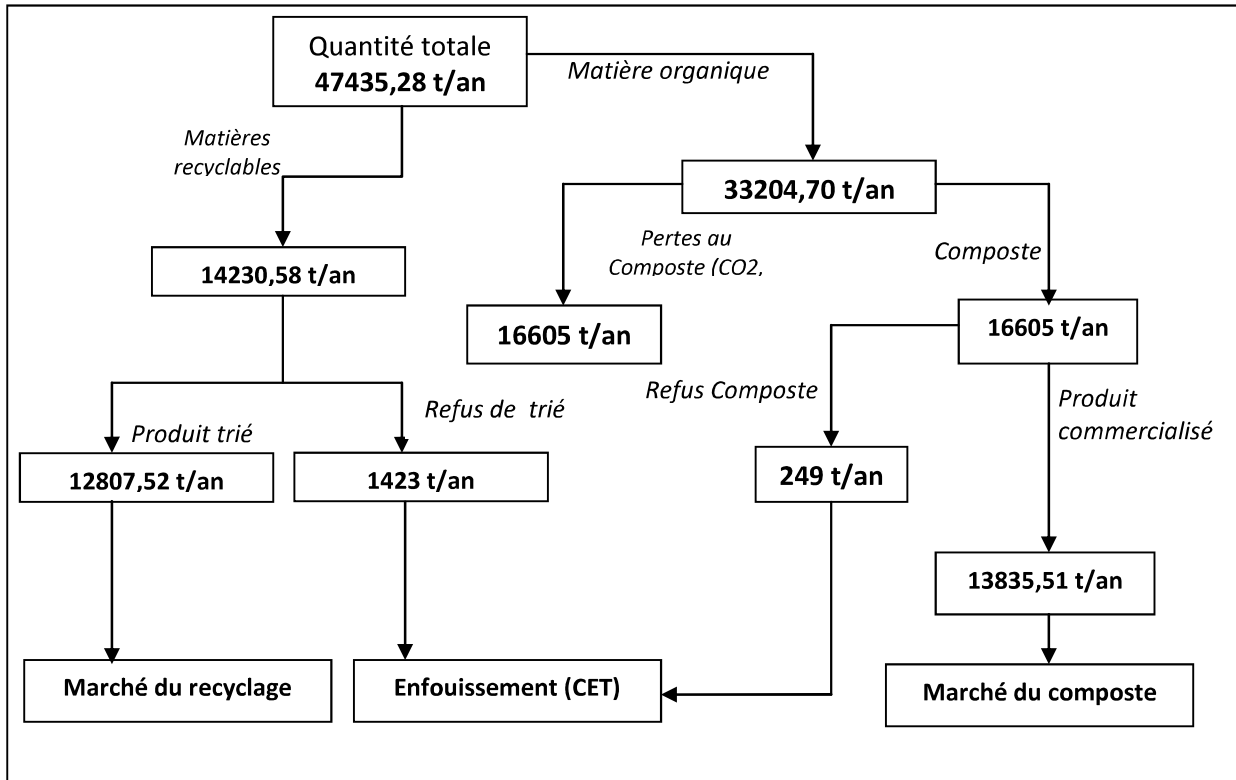
- La composition en matières organiques est de 70% ;
- La perte au compostage en CO<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O est de 50% ;
- Le rendement de tri sur la ligne de compost fin est de 15% ;
- La perte des matières non récupère dans le processus de recyclage est de 10%.

Sur la base de ce processus, le traitement des déchets suit les étapes suivantes :

- Récupération des matériaux recyclables en vue d'une valorisation (recyclage)
- Valorisation par le compostage de la fraction organique permettant ainsi l'écartement de la fraction humide des déchets.

Le schéma suivant synthétise le flux des déchets :

Figure 6 : Flux des déchets au niveau de l'option 3



Toutefois, le financement d'une station de compostage ne peut pas être assuré qu'avec les recettes de vente de compost. Cependant, à long terme, le compostage a un effet positif sur l'écologie et sur l'économie. Néanmoins, les redevances payées par les municipalités lors de transfert de leurs déchets à la station devront couvrir une partie importante des coûts de gestion.

$W = W_r + W_c + W_L$  d'où  $W_R = W_r + W_c$  les déchets valorisables sont composés de déchets recyclables et de compost. Dans cette situation,  $W_R = 12807,52 + 13835,51 + 249 + 1423$ ,  $W_D = 0, W_I = 0$ , la mise en décharge et l'incinération sont écartés.

#### 4.2.4. L'incinération

Cette option a été écartée dans notre analyse pour différente raison : pour des raisons techniques liées à la composition des déchets ménagers qui contiennent plus de 70% de matières organiques avec un taux d'humidité trop élevé et un pouvoir calorifique très bas. Ainsi, la construction d'un incinérateur de 150 à 200 millions d'€, nécessite au moins 2000t/jour de déchets ce qui demande d'agrandir le périmètre de l'étude à d'autres communes. Cette étendue ne peut pas être réalisée, car les conséquences de cette option vont au-delà de la portée de l'analyse ce qui rend les options non comparables.

Quant aux raisons économiques, elles sont fondées sur les surcoûts dus à la consommation d'énergie (gaz), le traitement des fumées auxquels s'ajoute le coût de l'équipement. En outre,

l'incinération avec récupération d'énergie n'est pas avantageuse du fait que le coût du kWh produit par la Sonelgaz est moins cher que celui produit par incinération.

#### 4.3. Analyse coûts-bénéfices

Pour l'évaluation de différentes alternatives de mode d'élimination et de traitement des déchets municipaux décrit ci-après, ces critères ont été utilisés pour la sélection d'options les plus appropriées :

- Les coûts d'investissements et les dépenses de fonctionnement ;
- Les coûts sociaux engendrés par l'externalité ;
- Les revenus estimatifs de la vente des matériaux recyclables et de compost ;

##### 4.3.1. Calcul des coûts

*Coûts de la précollecte, de la collecte et de transfère à la décharge* : le calcul de ces coûts a été fondé sur une estimation effectuée au niveau de six communes dans le cadre de la mise en œuvre de la nouvelle politique de gestion de déchets. Les six communes ont bénéficié des bacs roulants pour la précollecte et des camions de collecte. Il est basé sur l'équation 42. Ce coût est estimé à 66 982 509,68 DA pour l'ensemble des communes.

*Coût d'enfouissement* : l'élimination par la mise en CET nécessite trois type de frais : les coûts d'investissement, les coûts de fonctionnement fixes, et les coûts de fonctionnement variables. Dans notre cas d'étude, les dépenses d'investissement portant sur des casiers et du matériel mirent en place pour une valeur de 370M DA amortissable sur 15 ans. Nous adoptons ici un coût d'un CET de 1070DA/t<sup>3</sup>.

*Coût d'investissement d'une unité de compostage*: les frais d'investissement dans cette option regroupent les dépenses d'une unité de compostage ainsi qu'un CET. Les coûts de la station de compostage sont d'environ 34150000,00 DA. Le coût de CET reste inchangé. Le coût d'une tonne de compost a été estimé à 1500 DA/t.

*Coût social total* : nous avons procédé à deux étapes pour calculer le coût social de service de déchets dans notre zone d'étude. Premièrement, sur la base des estimations réalisées dans le [rapport Metap 2005](#) relatif au coût de la dégradation de l'environnement côtier en Algérie, nous avons effectué une extrapolation sur notre zone sur la base d'un ratio par habitant dans deux cas : hypothèse avec des coûts élevés et l'autre avec des coûts bas. Dans la seconde étape, et sur la base des coûts trouvés dans l'étape précédente, nous avons appliqué un taux de 0,19% pour trouver la part de déchets dans dégradation de l'environnement. Cette même étude estime l'impact de cette dégradation sur la santé et la qualité de vie de 1.98 % du PIB, dont 0.19 % par les déchets (salubrité, pollution).

<sup>3</sup> Ce coût inclut les frais d'investissement.

Tableau 3 : Estimation de coût social

	Sur la base de l'étude MATE sur le coût de dégradation de l'environnement		Sur la base de 0,19 du PIB % de la dégradation de l'environnement d'origine des déchets	
	H1 haut	H2 bas	H1 haut	H2 bas
<b>Coût santé/an</b>	579 622 521,72	414 765 180,70	110128279,10	78805384,33
<b>Coûts tourisme/ plages</b>	219 620 549,90	108 887 499,60	41727904,48	20688624,93
<b>Coût pêche</b>	54 259 194,63	14 533 712,85	10309246,98	2761405,44
<b>Coût agricole</b>	140 077 308,60	88 586 440,21	26614688,63	16831423,64
<b>Coût loisir</b>	708 691 521,70	113 501 376,50	134651389,10	21565261,54
<b>Cout d'écosystème</b>	174 347 803,50	105 057 981,40	33126082,66	19961016,47
<b>Valeur d'existence</b>	371 384 809,00	28 461 162,24	70563113,70	5407620,82
<b>Total de dégradation</b>	2 248 003 708,96	873 793 353,56	427120704,70	166020737,18
<b>Total sans cout santé</b>	1 668 381 187,24	1 332 821 526,44	744113130,28	253236090,02

Le coût social présenté dans le tableau est la somme de différents coûts par secteur. Il regroupe les coûts suivants :

*Les pertes liées à la santé publique* : ces pertes englobent les dépenses de santé (les maladies et les pathologies) dues aux externalités négatives de déchets éliminés :

- Qualité de l'air causée par la fumée des décharges brûlées à ciel ouvert ;
- Qualité de l'eau de baignade faible causée par la pollution qui augmente la fréquence des maladies hydrique, exemple à Cap-Djenet plus de 2000 à 3000 visiteurs par jour.
- Eau potable parfois de faible qualité notamment pour ceux qui dépendent des puits, maladies transmission hydrique.
- Eau de mauvaise qualité est utilisée pour l'irrigation dans l'agriculture.

Ces coûts regroupent, par exemple, le coût de l'hospitalisation pour une hépatite (A) estimé à 72450 DA/ cas, consultation médicale pour une Allergie (300 DA).

*Les pertes liées au secteur du tourisme* : ces pertes peuvent survenir à cause de :

- La baisse des taux d'occupation dans les complexes qui servent le tourisme vacancier. À cause de faible gestion des déchets, à l'augmentation de quantité avec des moyens de collecte stables. Ce taux d'occupation peut augmenter jusqu'au 20 à 30% si ce problème a été résolu.
- Fermeture des plages baisse la fréquentation ;

-La perte de secteur de tourisme est de 0,77 à 0,38 du PIB à cause de la dégradation de l'environnement.

L'estimation est basée sur un taux d'occupation de 20 à 30 % si les problèmes de pollution n'existaient pas. Un prix de 1000-2000 DA/ nuit a été supposé. À qui s'ajoutent les pertes dues aux fermetures des plages. Avec une hypothèse que chaque visiteur dépense en moyenne entre 300 à 400 DA par jour lors des visites des plages.

*Les pertes liées au secteur de la pêche* : ces pertes sont d'environ de 0,19 à 0,05 de PIB au niveau national. L'augmentation des coûts de la pêche est due essentiellement à des distances de pêche plus longues. L'hypothèse est que 10 % de la zone de pêche est fortement polluée. Par conséquent, la quantité de poissons correspondante est non consommable. Le prix du produit varie de 180 DA et 250 DA le kg pour la sardine. En plus, suite à la pollution, les bateaux effectués plus de 10-20 km par journée de pêche avec un coût de 20-40 DA/km.

*Les pertes liées à l'agriculture* : chaque année plusieurs hectares de terre agricole sont perdus. Sur la base d'une valeur de la production estimée de 80000 à 110000 DA/ha. Les rendements agricoles ont été perdus en plus de l'urbanisation qui a envahi les terres agricoles, de la pollution des eaux d'irrigation suite à l'infiltration de lixiviats. Cela suggère que le coût de l'environnement a atteint des niveaux qui correspondent à 0.36-0.43 du PIB au niveau national. Dans le cas de la construction d'un nouveau CET d'une superficie de 40h, la valeur de la production agricole est estimée 4400000 DA dans l'hypothèse élevée et 3200000 DA dans l'hypothèse basse.

*Les coûts liés aux pertes d'opportunités de loisir* : Les pertes d'opportunités de loisir sont le résultat des pertes des plages et des espaces verts. Les oueds de la zone pilote sont très pollués ainsi que l'odeur résultante des décharges implique des coûts supplémentaires de déplacement pour atteindre des zones de loisirs adéquates. Pour atteindre des plages avec une qualité acceptable ou des espaces verts un voyage supplémentaire de 20 à 40 km et de 40 à 60 km respectivement par jour à un coût de 10-20 DA/ km pour environ 100 jours de l'année.

*Les pertes liées à l'écosystème* : elles regroupent la perte de production des zones humides : la plupart des zones humides dans la zone pilote ont été perdues et la superficie restante est gravement altérée. Ainsi que la perte de qualité d'eau d'irrigation : l'état mauvais d'eau d'irrigation signifie que celui-ci ne peut pas être utilisé sans risque pour l'irrigation de l'agriculture. La perte ici est calculée uniquement en termes de coûts additionnels pour l'eau du robinet.

*Les valeurs d'existence du secteur/Coût* : elles font référence à des valeurs esthétiques causées par les rejets de déchets, à des valeurs de paysages perdus à cause des décharges sauvages. En plus des pertes de valeur de la biodiversité due à l'urbanisation. Ainsi que des valeurs de la biodiversité perdue des oueds dus à la pollution et d'érosion.

#### 4.3.2. Calcul des différents types de bénéfices

Les sections suivantes évaluent les avantages qui sont susceptibles d'être tirés de chaque option proposée. Les bénéfices se distinguent en bénéfices marchands qui font référence en

particulier aux recettes des ventes des matériaux récupérés et non marchants notamment l'amélioration de la qualité de l'environnement.

*Recette des ventes des matériaux triés* : au niveau national les pertes économiques enregistrent un retard considérable en matière de valorisation des déchets qui se traduit par : une perte économique annuelle de 3,5 milliards de dinars due à la non-valorisation de 760.000 tonnes de déchets valorisables (MATE, 2005). La quantité de déchets valorisable prise en considération lors du calcul des recettes représente la quantité susceptible d'être récupérée 30% de matières récupérables.

**Tableau 4 : Composition des déchets dans la zone d'étude**

	Matières organiques	Plastique	Papier	Autres
Zemmouri	69,22	9,22	10,67	10,89
Bordj-Menaïel	71,11	9,49	11,16	8,24
Legata	71,11	9,49	11,16	8,24
Cap-Djenet	71,11	9,49	11,16	8,24
Issers	72,36	9,57	10,6	7,47
Si-Mustapha	68,5	13,7	11,65	6,15
<b>Moyenne</b>	<b>70,56</b>	<b>10,16</b>	<b>11,06</b>	<b>8,20</b>

Sur la base des moyennes de la composition des déchets dans notre zone d'étude, nous avons calculé tout d'abord la part de chaque matériau dans le potentiel à recycler. Ensuite, nous avons estimé les bénéfices de la vente des matériaux récupérés. Les prix de vente intermédiaires des matériaux ont été utilisés : plastique 50 DA/kg ; papier 5DA/kg, autre (textile, fer,...) 10DA/kg.

**Tableau 5 : Recette de potentiel du recyclage**

Taux matière à récupérer	30%		
Quantité récupérée	12807,5272		
Par matière, tonne	Plastique	Carton	Autres
Prix DA /kg	4819,42	5526,21	3892,06
Recette DA	50	5	10
Recette totale DA	216874127,6	24867948,7	35028586,9
	276770663,2		

*Recette de compostage* : Dans l'hypothèse de 70% de matière organique composant les déchets ménagers, ainsi que les hypothèses décrites auparavant sur la perte en matière du volume de compost, nous avons estimé la recette de vente de compost à un prix moyen qui vaut 800 DA/tonne (Grossmann, 2004). Ces recettes sont considérées comme des pertes lorsque le mode d'élimination est la mise en décharge ou l'enfouissement technique. Avec une quantité estimée à 13835,51t, la recette globale est de 11068408 DA.

*Valeur de l'environnement* : nous utilisons le CAP estimé pour améliorer le service de déchets ménagers pour le cas de la ville des Issers de 1428 DA/foyer. La méthode d'évaluation contingente

a été utilisée en s'appuyant sur une enquête auprès d'un échantillon d'usagers. Un scénario hypothétique a été proposé aux personnes interrogées. Selon les six schémas directeurs de la gestion des déchets des communes concernées, 24442 foyers résident sur leur notre territoire. La valeur totale de l'environnement est de 34903176 DA.

#### 4.3.3. Le coût social net

Sur la base des équations 2 et 3, nous avons calculé le CSN de chaque option. Le tableau 6 présente un récapitulatif de l'analyse coûts-avantages. Dans ce tableau, nous constatons que selon l'ACB, l'option 3 « combinaison compostage / recyclage » est économiquement bénéfique pour l'économie nationale. En outre, le coût social net est positif, il est de (-4209 DA/t). En revanche, si nous procédons qu'au calcul des coûts privés en écartant les coûts externes, la mise en décharge est l'option la plus efficace avec un coût à la tonne de 1412 DA.

Tableau 6 : Le coût social net de chaque option (DA/T)

	Coût privé	Coût environnemental	bénéfices	Coût social net
Mise en décharge	1412.08 t	9004.28 t 3499.94 t	0	10416.37 t 4912.02 t
Enfouissement	3112.08 t	92.75 67.46	5834.70 t	- 2629.86 t - 2655.15 t
Compostage	2030.36 t	92.75 67.46	6332.58 t	- 4209.46 t - 4234.75 t

## 5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Afin d'étudier l'efficacité ou l'inefficacité du mode d'élimination des déchets municipaux adopté en Algérie, cette étude met en place un cadre intégrant l'analyse coûts-bénéfices. Dans ce cadre, des éléments détaillés des coûts et des bénéfices devront être clarifiés et bien définis. Cela laisse les acteurs de système de gestion de DSM à reconsidérer les questions des déchets en profondeur. Des estimations relatives aux coûts d'éliminations doivent en premier lieu être posées. Deux catégories des coûts existent, d'un côté, les coûts privés qui regroupent principalement les frais de transport, le coût du travail et des équipements, et d'autre côté, les coûts environnementaux relatifs aux externalités.

Établir le choix du mode d'élimination sur la base des coûts privés en ignorant les coûts environnementaux peut conduire à un choix inefficace. En plus, les bénéfices engendrés peuvent être un critère important pour décider la meilleure option pour éliminer les déchets. Le coût social net permet le regroupement de ces trois éléments, coûts privés, coûts environnementaux et les bénéfices. Les coûts privés de collecte et d'élimination peuvent être réduits par la réduction à la source des quantités de déchets. En même temps, adopter le tri sélectif augmente les dépenses totales, mais augmente les quantités recyclées ou composées. Les recettes issues des ventes des matériaux récupérés peuvent compenser les dépenses supplémentaires pour le tri sélectif. L'intégration des coûts environnementaux et de bénéfices permet de mettre le mode

d'élimination dans une approche environnementale et d'équité sociale entre les intra-et inter-génération, de sorte que le processus de prise de décision en matière de gestion des déchets municipaux pourrait être amélioré à l'aide de cadre proposé par l'ACB.

Néanmoins, il existe quelques questions méthodologiques qui peuvent être abordées dans ce domaine. Tout d'abord, lorsque la mise en œuvre de l'ACB, il serait difficile d'identifier les attributs de valeurs économiques d'un bien ou service environnemental. Les résultats de l'évaluation pourraient être modifiés si certains coûts/avantages sont ignorés. Deuxièmement, l'ensemble des éléments influençant les valeurs de service de déchets doit être déterminé afin d'éviter le double comptage de ces éléments. Troisièmement, certaines méthodes d'évaluation économique des valeurs passives issues des enquêtes sur le CAP / CAR des parties prenantes pourrait être influencé bien évidemment par les répondants par rapport à leurs niveaux de revenu, de la transparence de l'information, les jugements publics contemporains et de l'enquête technique. En outre, les enquêtes CAP / CAR pourraient être menées régulièrement, de sorte que les résultats des analyses sont en mesure de refléter les changements dynamiques de la conscience publique et d'éliminer l'incertitude d'analyse.

Cette étude montre que la composition des déchets en Algérie est un déterminant incontestable du choix de mode d'élimination de déchets. La prédominance de la matière organique défavorise l'incinération et le recyclage, mais encourage le compostage. Ce dernier a un coût social net le trop bas par rapport aux autres alternatives d'élimination. Autre conclusion, en plus des dépenses liées à la santé ainsi que les pertes de productivité agricole ou pêche, les valeurs d'utilisation passive de service de déchets jouent un rôle aussi important dans la décision finale du choix du mode d'élimination notamment la valeur liée à la préservation de l'environnement à des générations futures.

En fin, le mode proposé permet de créer plus d'emploi, de promouvoir le secteur des PME nécessaires pour la collecte des déchets municipaux. En outre, ce mode donnera un meilleur service pour un environnement plus propre, et permettra d'améliorer les conditions de vie des personnes.

À la suite de cette étude, nous effectuons quelques recommandations:

- Introduire la réduction à la source des déchets dans la politique de déchets via la mise en place d'un système de collecte sélective et un service régulier,
- encourager le composte individuelle dans les zones rurales,
- développer les filières de récupération par matière afin d'assurer le cycle de vie d'un produit,
- développer les centres de tri et des déchetteries pour augmenter le taux de recyclage,
- adopter des pénalités et des contrôles réguliers afin de limiter le détournement illégal des déchets,
- trouver des lieux pour les sites d'éliminations loin des zones résidentielles et des terres agricoles afin de réduire les externalités négatives et les coûts sociaux,
- Réévaluation de la fiscalité environnementale en matière de déchets doit être réalisée pour recouvrir les coûts de service rendu,
- promouvoir la sensibilité du grand public en matière de gestion des déchets et des problèmes environnementaux,

## Référence:

- Ayalon, O., Y. Avnimelech & M. Shechter, « Solid waste treatment as a high-priority and low-cost alternative for greenhouse gas mitigation », Environmental Management, 27 (5), 2001, p. 697-704.
- Brisson, I. E., « Assessing the Waste Hierarchy a Social Cost-Benefit Analysis of municipal solid waste management in the European Union ». Society, economics and Environment, 19, Copenhagen: AKF Publishers, 1997.
- Bruvoll, A. & K. Nyborg, « On the value of households' recycling efforts », Discussion Papers No. 316, March 2002 Statistics Norway, Research Department. En ligne : <http://www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp316.pdf>
- Commonwealth of Australia, « Introduction to Cost-Benefit Analysis and Alternative Evaluation Methodologie », 2006.
- DEWB, Bilan d'activité en 2011, en ligne [http://www.wilaya-boumerdes.dz/index.php?option=com\\_content&view=article&id=61&Itemid=110](http://www.wilaya-boumerdes.dz/index.php?option=com_content&view=article&id=61&Itemid=110)
- Dijkgraaf, E. & H. Vollebereg, « Literature review of social costs and benefits of waste disposal and recycling », (edi) EAI, Rethinking the Waste Hierarchy, EAI: Kopenhagen, 2005, p. 80-98.
- Döberl, G.; Huber, R.; Brunner, P. H.; Eder, M.; Pierrard, R.; Schönback, W.; Frühwirth, W. and Hutterer, H. « Long-term assessment of waste management options - a new, integrated and goal-oriented approach », Waste Management & Research, Vol. 20, N°4, 2002, p. 311-327.
- EPA, Economic analysis of disposal of plastic bottles and bottle waste from households, Ministry of Environment Denmark, 2002.
- EPA, Should household waste be incinerated or recycled?, Ministry of Environment Denmark, 2003.
- Grossmann, J. « Etude de commercialisation du compost urbain de Beni-Mered » Rapport de la coopération technique Algéro-allemand entre le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) et la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH - Programme Gestion de l'Environnement. Mars 2004. 56p.
- Hanley N. & C.L. Spash, « Cost-Benefit analysis and the environment ». Aldershot: Edward Elgar, 1993.
- Hite, D., W. Chern, F. Hitzhusen, & A. Randall « Property-value impacts of an environmental disamenity: The case of landfills ». Journal of Real Estate Finance and Economics, 22(2), 2002, p. 185-202. En ligne : [http://bulldog2.redlands.edu/fac/mak\\_kaboudan/gis\\_rer/Hide\\_et\\_al.pdf](http://bulldog2.redlands.edu/fac/mak_kaboudan/gis_rer/Hide_et_al.pdf)
- Ibenholt, K. & H. Lindhjem, « Costs and Benefits of Recycling Liquid Board Containers », Journal of Consumer Policy, 26, 2003, p. 301-325.
- Jenkins R.R., The economics of solid waste reduction, the impact of users fees. Aldershot: Edward Elgar, 1993.
- MATE, « Analyse et recommandations en matière de recouvrement des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie », rapport réalisé par Ernst & Young, 2005.
- Metap, « Le coût de la dégradation de l'environnement côtier en Algérie » rapport, décembre 2005.
- Perman, R., Y. Ma, & J. McGilvray, Natural resources and environmental economics. London: Longman, 1996.
- Petersen, M.L. & H.T. Andersen, « Utilization of recycled paper: a socio-economic analysis », Environmental Assessment Institute, 2002.
- Rasmussen & Reimann, « Utilization of Waste: Social cost-benefit analysis of using waste as fuel in production of cement at Aalborg Portland A/S », Environmental Assessment Institute. 2004.
- Ready, M.J. & R.C. Ready, « Optimal pricing of depletable, replaceable resources: the case of landfill tipping fees ». Journal of Environmental Economics and Management, 28, 1995, p. 307-323.
- Nolan-ITU Pty Ltd & Sinclair Knight Merz, « Independent Assessment of Kerbside Recycling in Australia », 2001. Rapport en ligne <http://pca.org.au/NPC-FINAL-01.PDF>
- Vigsoe & Andersen, « Deposit on one-way containers? A social economic assessment of the Danish deposit system for one-way containers for carbonated beverages », Environmental Assessment Institute, 2002.
- Vollebereg, H.R.J., « Environmental Externalities and Social Optimality in Biomass Markets: Waste-to-Energy in the Netherlands and Biofuels in France », Energy Policy, 25, 1997, p. 605-23.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune d'Isser », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune de Si-Mustapha », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune de Legata », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune de Bordj-Menaïel », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune de Zemmouri », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.
- DEWB, « Schéma directeur de la gestion des déchets urbains dans la commune de Cap-Djenet », Rapport réalisé par le bureau d'étude T.A.D. 2007.

(IJEP) International academic journal is blind peer-reviewed semi-annual journal, issued by scientific research laboratory, the performance of Algerian economic institutions in light of international dynamics

## Table of contents

آليات تطوير وتنمية أداء أعضاء هيئة التدريس لكليات إدارة الأعمال- مدخل لتحسين الممارسة التعليمية في الجامعات -  
أ.د. عبد الرحمان بن عنتر، جامعة بومرداس.

المدخل التقليدي والمدخل الحديث في إدارة مخاطر منظمات الأعمال  
أ.د. عبد الله بلوناس، جامعة بومرداس، ط.د. أسماء كورغلي، جامعة بومرداس.

أهمية معايير التدقيق الدولية في تفعيل دور التدقيق الداخلي في إدارة المخاطر  
د. بلال شيخي، جامعة بومرداس، د. لعبيدي مهاوات، جامعة الوادي، د. سامية فقير، جامعة بومرداس.

تفعيل رأس المال البشري وأثره على تحسين تنافسية المؤسسات الاقتصادية الجزائرية في ظل اقتصاد المعرفة - حالة مؤسسة نقاوس للمصبرات باتنة-  
د. وعلي عرقوب، جامعة بومرداس، أ. نادية حماش، جامعة باتنة.

إدارة الجودة الإستراتيجية في المؤسسات الخدمية  
د. عبد الرزاق حميدي، جامعة البويرة، أ. ريجاني أمال، جامعة البويرة.

### The role of Islamic finance in fighting poverty

Lynda OUENDI, University of Tizi-Ouzou, Abdelmadjid OUNIS, University of Boumerdes.

### The Effect of Foreign Direct Investment in Information and Communication Technology in Developing Countries -The Case of Sultanate of Oman-

Pr. Mansour Naser ALRAJA, Dhofar University

### Fdi Oriented Exports And Role Of Free Industrial Zones In Malaysia

Dr. Sallahuddin HASSAN, Universiti Utara Malaysia

### Using Principal Component Analysis and Cluster Analysis to determine agricultural capacities of Algeria

Houssame Eddine BALOULI, ENSSEA, Dr. Lazhar CHINE, University of Boumerdes

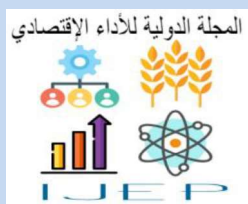
### Rôle de labellisation des entreprises dans la consolidation de la responsabilité environnementale et développement durable (cas de labellisation écodynamique des entreprises en Belgique)

Dr. Hichame BENHAMIDA, Université de Boumerdes, Mahfoud ARABI, Université de Tizi-Ouzou

### Application de l'analyse coûts-bénéfices (acb) sur l'élimination des déchets municipaux en Algérie

Dr. Brahim DJEMACI, Université de Boumerdes

ISSN N°: ..... ر م د ك رقم:



رقم الإيداع القانوني: ..... Dépôt: légal: