

# TRAITEMENT D'ORDURES MÉNAGÈRES ANALYSE DE CYCLE DE VIE DE L'INCINÉRATION AVEC VALORISATION ÉNERGÉTIQUE ET D'AUTRES FILIÈRES CLASSIQUES DE CHAUFFAGE

Sandrine Wenisch, Armelle Blanc, Patrick Rousseaux, Claude Bouster, Christophe Pascual  
LAEPS/Insa, Cyclergie

Face aux besoins de traitement des déchets ménagers et de chaleur pour le chauffage des habitations, l'incinération des ordures ménagères avec valorisation énergétique semble être une solution intéressante. Cette étude se veut une approche de la composante environnementale de ces besoins avec intégration de la notion de cycle de vie de la matière. L'incinération des ordures ménagères avec valorisation énergétique est comparée à des couples de systèmes plus classiques remplissant le double service « traitement des ordures ménagères » et « production d'énergie » comme l'assurent respectivement la décharge de classe 2 et les chauffages urbain ou collectif, ou individuel. A partir de scénarios précis, un inventaire des flux entrants et sortants ainsi qu'une évaluation des impacts environnementaux potentiels sont réalisés pour chacun des systèmes. Enfin une analyse multicritère permet de les positionner, d'un point de vue environnemental, les uns par rapport aux autres.

Incineration with energy recovery seems to be an interesting solution to face needs of household waste treatment and heat production. These needs are analysed through an environmental approach including the life cycle concept. The incineration with energy recovery is compared with conventional systems fulfilling the functions of household waste treatment and energy production (i.e. landfilling combined with a collective or individual or urban heating system). The energy and materials used as well as wastes released into the environment are inventoried and their impacts are evaluated. In the last step, a multi-criteria analysis enables a comparison of these different systems towards the environment.

## INTRODUCTION

Intégrer une évaluation des performances environnementales des systèmes alternatifs, est une démarche de plus en plus courante. Dans le cas des systèmes de chauffage, la demande peut être assurée soit par différents modes classiques (chauffage au fioul, charbon, gaz, ...), soit et de plus en plus, par l'incinération des ordures ménagères avec valorisation énergétique. L'analyse de cycle de vie (ACV) s'avère être un

outil pertinent d'utilisation, car elle permet d'apprécier l'impact environnemental potentiel des systèmes sur l'ensemble des activités associées à un service rendu, depuis l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets. L'ACV sera ainsi appliquée sur cet exemple en suivant ses quatre étapes : définition des objectifs, inventaire, évaluation des impacts potentiels, interprétation<sup>[1]</sup>.

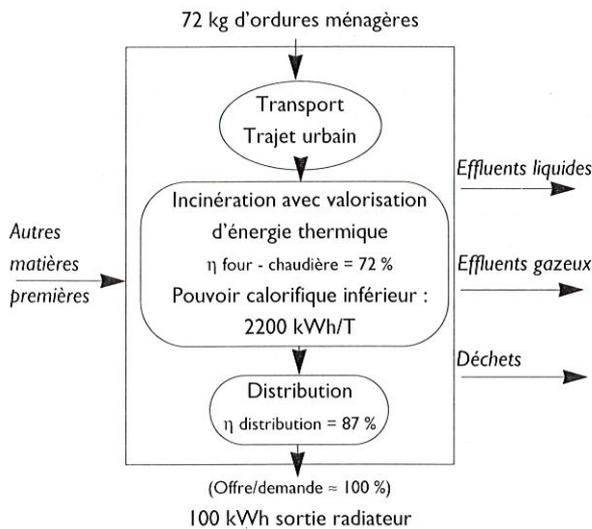
## DÉFINITION DES OBJECTIFS

Cette première étape constitue le pivot de toute la méthode<sup>[2]</sup>. L'objectif de l'étude est donc de positionner l'incinération avec valorisation d'énergie par rapport à d'autres modes de chauffage plus classiques tout en tenant compte de sa fonction première de traitement des ordures ménagères. Cette double fonction de « chauffage » et de « traitement » s'exprime à travers une unité, dite bifonctionnelle (figure 1).

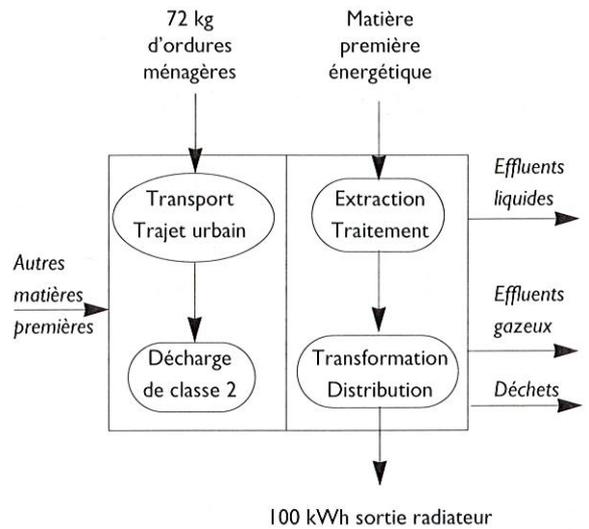
Ainsi la production d'énergie peut être représentée par une unité simple, c'est-à-dire la distribution journalière de 100 kWh de chaleur auprès d'un ménage. Pour l'incinération, cette production d'énergie correspond au traitement de 72 kg d'ordures ménagères. Dans le cas où ces 100 kWh sont fournis par un système classique, on supposera que ces 72 kg sont mis en décharge. Toutefois ceci n'est valable que pendant la période de chauffe ; au-delà seule la fonction « traitement » (pour l'incinération et la décharge) subsiste. L'influence du taux global de valorisation énergétique de l'incinération sur les résultats finaux sera étudiée. Ce taux correspond au rapport de l'énergie utile en sortie du radiateur sur l'énergie entrante. Il dépend du pouvoir calorifique des déchets incinérés, du rendement total de l'usine, du rendement de distribution, et de l'adéquation entre l'offre et la demande. Dans le cas de la figure 1a, il s'élève donc à 63 % (cas quasi-idéal).

## INVENTAIRE

Ces inventaires correspondent à des bilans matière-énergie effectués de l'extraction des combustibles ou collecte des ordures ménagères jusqu'à la mise en décharge de leur résidus ultimes<sup>[3]</sup>. Ils ont porté sur l'usine d'incinération avec valorisation d'énergie thermique et six modes de chauffage



Ia - Système : incinération



Ib - Système : chauffage classique et décharge

Figure I - Systèmes étudiés sur une période de chauffe

(urbain -réseau de chaleur- au fioul, au gaz naturel, au charbon et aussi collectif -immeuble- au fioul, au gaz naturel, ainsi que l'individuel électrique) associés à une décharge de classe 2. Les inventaires ont été réalisés grâce à un recueil de données effectué depuis 1990, en grande partie auprès de professionnels de l'énergie. Le contexte géographique correspond à la région lyonnaise (contexte local de traitement des ordures ménagères, transport, et transformation de l'énergie) voire à la France (extraction - production d'énergie). Les rejets liquides n'ont pu être appréciés de manière satisfaisante et homogène pour tous les systèmes ; ils ont donc été écartés.

### ÉVALUATION DES IMPACTS POTENTIELS ET COMPARAISON DES SYSTÈMES

L'objectif de cette étape est de traduire les flux entrant - sortant des inventaires en terme d'impacts environnementaux. En effet, le seul inventaire des flux matière - énergie ne nous permet pas d'apprécier les conséquences sur l'environnement et de situer globalement les systèmes les uns par rapport aux autres.

#### Critères environnementaux

Quatre critères ont été retenus : diminution des réserves naturelles, écotoxicité des effluents gazeux, occupation de l'espace, effet de serre. Ces critères ont été évalués à partir d'indices d'impacts. Ces derniers ne représentent que l'impact potentiel de chaque système sur l'environnement.

#### Diminution des réserves naturelles<sup>[4]</sup>

Il s'agit d'analyser la participation de chaque système à la diminution des réserves naturelles (essentiellement matières premières énergétiques dont les ordures ménagères). Elle est représentée par les trois paramètres suivants<sup>[4]</sup> :

- consommation des matières premières (M) qui correspond

à la somme de toutes les matières premières consommées durant tout le cycle de vie.

$$M = \sum_i m_i$$

M : consommation des matières premières, (kg par unité fonctionnelle)  
 $m_j$  : masse de matière première j consommée, (kg par unité fonctionnelle)  
 - épuisement des réserves naturelles (T) qui est calculée, dans un contexte économique donné, à partir de la période d'abondance, a (rapport de l'état des réserves actuelles à la consommation mondiale annuelle). Pour les ordures ménagères, cette période est égale à 1 an car on considère que toutes les réserves sont consommées (traitées ou éliminées) pendant ce laps de temps.

$$T = \frac{\sum_i m_j \cdot \frac{1}{a_j}}{M}$$

T : contribution à l'épuisement des réserves naturelles, (an<sup>-1</sup>)  
 $a_j$  : abondance des réserves de matière première j, (an)  
 M : consommation de matières premières, (kg par unité fonctionnelle)  
 $m_j$  : masse de matière première j consommée, (kg par unité fonctionnelle).  
 T est compris entre 0 et 1 an<sup>-1</sup>, ce qui correspond respectivement à une contribution nulle et totale du système à l'épuisement des réserves.

- « Non-renouvelabilité » des matières premières (R) qui est évaluée à partir de t, le temps relatif de renouvellement des matières premières par rapport à la biomasse prise comme référence. Les matières fossiles comme le charbon, pétrole, gaz ne se renouvellent que très lentement ; de ce fait leur temps de renouvellement est estimé à dix mille fois celui de la biomasse. L'uranium, quant à lui, a un temps de renouvellement infini. Par contre, les ordures ménagères et l'eau dans les climats tempérés ont un temps de renouvellement équivalent à celui de la biomasse. La « non-renouvelabilité » des matières premières est alors définie pour chaque système global par la formule suivante :

$$[\sum m_j \cdot (1 - \frac{1}{a_j})]$$

$$R = \frac{\sum_j m_j t_j}{M}$$

R : non-renouvelabilité des matières premières, (adimensionnelle)

$m_j$  : masse de matière première  $j$  consommée, (kg par unité fonctionnelle)

$t_j$  : temps relatif de renouvellement de la matière première  $j$  avec  $t \geq 1$ , (adimensionnel)

M : consommation des matières premières, (kg par unité fonctionnelle)

R varie entre 0 et 1 ce qui traduit respectivement une renouvelabilité totale et nulle des matières consommées par le système.

### Écotoxicité des effluents gazeux<sup>[4, 5, 6]</sup>

L'écotoxicité est fonction de l'exposition et de l'effet. L'exposition caractérise le flux toxique de la substance dans le milieu naturel et l'effet représente l'intoxication liée à l'exposition et à la vitesse d'intoxication. L'indice utilisé s'inspire de la méthode des scores<sup>[5]</sup>, en déterminant :

une note d'exposition, à partir des quantités rejetées, et des propriétés bio-physico-chimiques des substances représentant leur aptitude à être dégradées dans l'environnement ou leur tendance à une bioaccumulation.

une note d'effet, à partir des paramètres biologiques permettant d'appréhender les phénomènes toxiques (effets génotoxiques, toxicité, écotoxicité, phénomène d'irritation et de sensibilisation).

Pour l'évaluation globale, le simple produit de ces deux notes est exclu car l'impact d'une substance faiblement toxique mais rejetée en grande quantité n'est pas équivalent à celui d'une substance hautement toxique mais déversée en moindre quantité. Pour résoudre ce problème, on propose d'évaluer le potentiel écotoxique d'une substance en calculant une moyenne géométrique pondérée de son exposition et de son effet<sup>[4]</sup>.

$$p(j) = Ex_j^\alpha \times Ef_j^\beta \text{ avec } \alpha = 0,6 \text{ et } \beta = 0,4$$

$p(j)$  : potentiel écotoxique de la substance  $j$ , (adimensionnel)

$Ex_j$  : note de l'exposition de la substance  $j$ , (adimensionnelle)

$Ef_j$  : note de l'effet de la substance  $j$ , (adimensionnelle)

Le potentiel écotoxique de l'effluent est alors apprécié à partir du maximum, de la médiane et de la moyenne des potentiels des substances composant l'effluent. Les polluants retenus sont : le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre, et l'acide chlorhydrique. Il s'agit des substances inventoriées de façon complète pour tous les scénarios.

### Potentiel de l'effet de serre<sup>[7]</sup>

L'indice retenu est le potentiel de réchauffement global ou « Global Warming Potential », (GWP). Le potentiel élémentaire,  $GWP_j$ , compare l'émission instantanée de 1 kg de gaz avec l'émission de 1 kg de dioxyde de carbone pris comme référence.

$$GWP = \sum_j m_j \cdot GWP_j$$

GWP : potentiel effet de serre de l'effluent gazeux, (kg par unité fonctionnelle)

$m_j$  : quantité de l'élément  $j$ , (kg par unité fonctionnelle)

$GWP_j$  : GWP (sur 20 ans) d'un kg de l'élément  $j$

Dans notre étude, deux types de gaz participent à l'effet de

serre de manière directe : le dioxyde de carbone d'origine fossile ( $GWP_{CO_2} = 1$ ) et le méthane ( $GWP_{CH_4} = 35$ ). Le dioxyde de carbone d'origine non fossile ne perturbant pas le cycle naturel, n'est pas comptabilisé. Pour le méthane, aucune distinction n'est faite sur son origine.

### Occupation de l'espace par les déchets mis en décharge

Il est évalué en sommant tous les volumes de déchets mis en décharge. Il est exprimé en  $m^3$  par unité fonctionnelle.

### Comparaison multicritère

Pour résoudre le problème de la multiplicité des critères environnementaux, nous proposons d'utiliser une méthode d'analyse multicritère<sup>[4]</sup>. Pour ce faire, trois exigences doivent être respectées<sup>[8]</sup> :

– *exigence d'exhaustivité* : elle consiste à vérifier que tous les arguments intervenant dans le choix des solutions sont bien représentés au travers des critères sélectionnés. Cette remarque induit que les résultats de notre étude ne sont valables qu'au regard des critères environnementaux retenus.

– *exigence de cohésion* : elle doit tenir compte de l'indépendance des critères. Cette exigence n'est pas satisfaite pour le critère « diminution des réserves » où la consommation de matière première (M), l'épuisement (T) et la renouvelabilité des réserves (R) sont liés. Nous avons donc eu recours à une méthode dite de Jounay Vaillant qui permet d'agréger globalement ces trois critères en tenant compte de leur importance relative<sup>[4]</sup>.

– *exigence de non redondance*, elle stipule que les critères superflus doivent être écartés.

En plus de ces exigences, la méthode d'analyse multicritère doit respecter les contraintes propres aux problèmes environnementaux :

– *non-compensation des critères*, qui traduit le fait qu'une mauvaise performance d'un système sur un critère environnemental ne doit pas être compensée par une bonne sur un autre critère.

– *recours à des coefficients de pondérations* qui permet de tenir compte de l'importance relative de chaque classe d'impact.

Parmi les différentes méthodes d'analyses multicritères existantes, Electre IS développée par Roy<sup>[9]</sup> a été choisie pour notre problème. Elle permet de sélectionner le ou les meilleurs systèmes parmi un ensemble de systèmes en compétition. Le résultat repose sur une analyse des relations de surclassement existant entre les systèmes. Étant donné la qualité des évaluations et la nature du problème, un système est considéré comme surclassant, s'il se dégage sur  $s$  % de l'ensemble des critères retenus ( $s$  : seuil de concordance > 50 %), ceci revient à dire qu'il est au moins aussi bon qu'un autre sans qu'il y ait de raison importante de récuser cette affirmation.

Enfin l'aspect le plus délicat de cette étape de comparaison réside dans la détermination de l'importance relative de chaque classe d'impact par le biais de coefficients de pon-

dération. Cette importance relative peut être traduite de différentes manières<sup>[10]</sup> :

– par une prise en compte de la sensibilité des milieux déjà affectés ; cette démarche apparaît comme la moins sujette à caution mais n'est pas toujours applicable compte tenu de l'état des connaissances.

– à partir d'une évaluation économique des impacts environnementaux, ce qui pose le problème d'évaluer des objets qui n'ont pas forcément de valeur économique.

– en reflétant des choix politiques ; cette démarche est alors très subjective et n'exprime que les préoccupations du moment (contraintes réglementaires, craintes du public...). En ce qui nous concerne, nous avons procédé par sondage auprès d'une trentaine de personnes appartenant au domaine des déchets et de l'énergie. Conscients du caractère subjectif de cette détermination, nous avons étudié la sensibilité des résultats aux coefficients de pondération choisis.

## INTERPRÉTATION

### Résultat

Pour une pondération de 3 accordée au critère « écotoxicité » et de 1 aux critères « diminution des réserves », « effet de serre » et « occupation de l'espace », l'incinération surclasse tous les autres systèmes tout en n'étant surclassée par aucun. En effet l'incinération se détache sur plusieurs critères :

– diminution des réserves, à cause du caractère renouvelable des ordures ménagères,

– effet de serre car le dioxyde de carbone rejeté par ce système est principalement d'origine non fossile,

– occupation de l'espace par les résidus mis en décharge, dont le volume est nettement inférieur à celui des ordures ménagères brutes.

Parmi les systèmes de chauffages classiques, deux groupes semblent se distinguer : l'individuel électrique, le collectif et l'urbain gaz qui surclassent l'urbain charbon, collectif et urbain fioul.

### Robustesse

En faisant varier les différents seuils et pondérations de la méthode, la position de l'incinération n'est pas affectée. Toutefois une pondération très forte sur le critère « écotoxicité » entraîne une réduction de l'écart existant entre l'incinération et le système gaz/décharge (à cause de l'acide chlorhydrique gazeux).

### Influence du taux global de valorisation énergétique de l'incinération

Pour un seuil de concordance de 0,85, la position de l'incinération reste identique. En effet le taux global de valorisation (rapport de l'énergie utile en sortie radiateur sur l'énergie entrante) modifie la quantité d'ordures ménagères incinérées mais aussi celle traitée par la décharge pour les systèmes alternatifs. L'écart entre l'incinération et les autres systèmes reste constant sur les critères (« occupation de l'es-

pace » et « effet de serre ») où l'impact de la décharge est prépondérant. Toutefois l'écotoxicité de l'incinération varie par rapport aux chauffages classiques. Ainsi pour un taux de 22 %, l'impact écotoxique gazeux de l'incinération devient suffisamment important pour que sa prédominance sur les autres modes (notamment le chauffage urbain gaz/décharge) soit plus difficile à établir.

## CONCLUSION

L'analyse de cycle de vie nous a donc permis de positionner l'incinération, en tenant compte de sa double fonction de traitement et de production d'énergie, par rapport à d'autres filières associant un mode de chauffage classique à un mode de traitement des ordures ménagères assimilés à une décharge de classe 2. Il en ressort que les systèmes classiques sont surclassés par l'incinération jusqu'à un taux global de valorisation énergétique de 22 %. De plus, pour les critères retenus, on s'aperçoit qu'à travers la décharge, l'acte de « traiter les déchets » domine par rapport à l'acte de « produire de l'énergie ». Cette étude ne constitue toutefois qu'un exemple d'une première approche faite dans un contexte et selon des objectifs particuliers. De plus une véritable prise de décision nécessiterait d'élargir le champ des critères en intégrant notamment d'autres critères environnementaux et socio-économiques.

\* Sandrine Wenisch, Armelle Blanc, Patrick Rousseaux, Christophe Bouster,

Institut national des sciences appliquées de Lyon, Laboratoire d'analyse environnementale des procédés et des systèmes industriels, bât.404, 20 avenue Albert Einstein, 69621 Villeurbanne.

\*\* Christophe Pascual,

Cyclergie, Cercle, L'Orée d'Ecully, chemin de la Forestière, 69130 Ecully.

## Bibliographie

- [1] Afnor ; NFX30-300 : *Analyse du cycle de vie (définition, déontologie, et méthodologie)* ; 1995 ; 19 p.
- [2] Setac ; *Guidelines for Life Cycle Assessment : a code of practice* ; Bruxelles, 1993 ; 69 p.
- [3] Wenisch, S. ; *Comparaison simultanée de l'impact environnemental de divers modes de chauffage et des principales filières de traitement des ordures ménagères* ; Villeurbanne : Institut national des sciences appliquées de Lyon (Insa)/Cyclergie, 1994, 128 p., rapport d'étude
- [4] Rousseaux, P. ; *Evaluation comparative de l'impact environnemental global (ECIEG) du cycle de vie des produits* ; Thèse ; Institut national des sciences appliquées de Lyon (Insa), 1993 ; 276 p.
- [5] Jouany, J.-M., Vaillant, M., Kuhn-Clausen, D., Lange, A. and Klein, W. ; *Une méthode qualitative d'appréciation des dossiers en écotoxicologie : cas de substances chimiques* ; Sciences vétérinaires et médecine comparée ; 1983 ; Vol. 85, n°85, 23 p.
- [6] Weiss, M., Kordel, W., Kuhn-Clausen, D. Lange, A. and Klein, W. ; *Priority setting of existing chemicals - Chemosphere* ; 1988 ; Vol.17, n°8, p. 1419-1443
- [7] Houghton, J.-T., Callender, B.-A. and Varney, S.-K. ; *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ; Climate change 1992, the supplementary report to the IPCC Scientific Assessment* ; Cambridge (UK) : Cambridge University Press ; 1992 ; 196 p.
- [8] Roy, B., Bouyssoud, D., *Famille de critères : problème de cohérence et de dépendance* ; Université de Paris Dauphine, Laboratoire d'analyse et modélisation des systèmes pour l'aide à la décision ; 1987, n°37
- [9] Roy, B. et Skalka, J.M. ; *Electre IS* ; Université de Paris Dauphine, Laboratoire d'analyse et modélisation des systèmes pour l'aide à la décision, document 30, 1987 ; 119 p.
- [10] Blanc, A. ; Rousseaux, P. ; Wenisch, S. ; Pascual, C. ; *Electre IS appliquée à l'analyse de cycle de vie des systèmes énergétiques* ; 43<sup>ème</sup> Journée du groupe de travail européen « aide multicritère à la décision » ; Brest : 1996 p.1-17