



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE



Ministère de l'Écologie
et du Développement Durable

Document de travail

ETUDES – METHODES – SYNTHESSES



LES ETUDES DE MONETARISATION DES EXTERNALITES ASSOCIEES A LA GESTION DES DECHETS

BENOIT CHEZE – OLIVIER ARNOLD

Site internet : <http://www.ecologie.gouv.fr>
20 avenue de Ségur – 75302 Paris 07 SP

SOMMAIRE

- I – Introduction
- II – Les types d'externalités liées à la gestion des déchets
- III – La collecte
- IV – La mise en décharge
- V – L'incinération avec récupération d'énergie
- VI – Le tri et le recyclage
- VII – Le compostage
- VIII – Synthèse et conclusion

- ANNEXE 1: bibliographie
- ANNEXE 2 : inventaire des valeurs données par la littérature
- ANNEXE 3 : indices des prix à la consommation
- ANNEXE 4 : les méthodes de monétarisation des externalités environnementales
- ANNEXE 5 : liste des documents de travail publiés

RÉSUMÉ

La présence d'externalités environnementales justifie, selon l'analyse économique classique, l'intervention des pouvoirs publics. Que ce soit pour internaliser ces coûts externes ou pour réaliser des analyses coûts-avantages permettant de définir les objectifs optimaux des politiques environnementales, l'évaluation monétaire, ou monétarisation, de ces externalités est essentielle.

Dans le secteur des déchets, ces externalités peuvent prendre de nombreuses formes. L'irréversibilité de certains choix en est une dans la mesure où elle n'est prise en compte par les opérateurs. Les pollutions, locales ou globale, de l'eau, de l'air ou des sols, sont l'exemple canonique d'externalités et les filières de gestion des déchets n'en sont pas exemptes. On peut également citer les nuisances locales et le syndrome NIMBY ou le coût d'opportunité lié au temps passé par les citoyens au tri sélectif. Mais il existe également des bénéfices externes. C'est le cas de la valorisation des déchets qui permet d'éviter des impacts environnementaux dans d'autres filières, en substituant des matériaux ou de l'énergie issus de déchets aux sources traditionnelles (sources d'énergie fossiles, matières premières vierges).

La revue de la littérature sur les externalités liées aux déchets permet de faire les constats suivants. La collecte et le transport des déchets présentent des coûts externes significatifs quel que soit le mode de traitement. La décharge est source de gaz à effet de serre et de nuisances envers les riverains, mais permet une valorisation énergétique. Par ailleurs, une forte incertitude pèse sur ses effets à long terme sur l'eau et les sols. La pollution atmosphérique est le principal coût externe de l'incinération. Il apparaît qu'avec les normes d'émission à venir (fin 2005), l'impact prépondérant sera lié aux polluants génériques (particules, NO_x, SO₂) et non aux substances emblématiques de l'incinération (dioxines, métaux lourds) Ce mode de traitement permet toutefois une importante valorisation énergétique, qui peut aller jusqu'à compenser ces coûts. La filière tri-recyclage est celle dont les externalités sont les moins connues. Il semblerait que les bénéfices externes liés à l'utilisation de matières premières secondaires soient extrêmement élevés. Les externalités du compostage sont également trop peu connues.

Il ressort également de l'analyse un manque de connaissance de certains coûts externes et une insuffisante fiabilité de certaines valeurs. On peut aussi regretter la prédominance de la littérature anglo-saxonne. Trop peu d'études de monétarisation ont été conduites en France. La fiabilisation des valeurs concernant le bénéfice externe lié aux pollutions évitées par le recyclage apparaît prioritaire, car il s'agit de la justification essentielle, si ce n'est unique, des efforts réalisés en faveur du recyclage. Le compostage mérite également que l'on y consacre des études de monétarisation.

I – INTRODUCTION

L'analyse économique en matière d'environnement justifie l'intervention publique par la présence d'externalités, situations où les décisions d'un agent économique affectent directement le bien-être d'un autre agent en dehors de toute transaction économique. Les externalités sont à l'origine de défaillances des marchés qui conduisent à une inefficacité de l'équilibre concurrentiel et posent le problème de la restauration de cette efficacité. Une externalité négative (une pollution par exemple) fait peser un coût sur la société qui n'est pas pris en compte par l'émetteur de cette externalité (le pollueur). Les individus exposés à la pollution subissent des dommages et seraient donc prêts à payer pour la diminuer ; et les pollueurs peuvent engager des dépenses pour réduire leurs émissions. Si le « consentement à payer » des premiers excède les dépenses des seconds, un bilan coûts-avantages conduit à préconiser des « échanges mutuellement avantageux »¹.

La solution apportée par l'économie de l'environnement consiste à trouver une procédure « d'internalisation de ces effets externes » de manière à minimiser le coût social total, somme des coûts internes (du pollueur) et des coûts externes (dommages subis par les pollués), associé à une activité de production ou de consommation. L'internalisation des coûts externes peut prendre essentiellement deux formes. D'une part, la taxation des activités polluantes en fonction du coût du dommage environnemental généré correspond à une internalisation directe. D'autre part, une analyse coûts – avantages permet de déterminer le niveau de pollution socialement optimal (en-deça duquel les coûts de réduction de la pollution ne sont plus compensés par les bénéfices environnementaux), qui peut ensuite être imposé via des normes d'émissions. L'internalisation est alors indirecte, via les coûts supportés par le pollueur pour respecter ces normes.

Chacun de ces deux modes d'internalisation requiert une quantification monétaire des externalités. Cependant, l'inexistence de droits de propriété définis et l'absence de marché sur lequel s'échangeraient les services des actifs naturels font qu'il est difficile d'évaluer la valeur des biens environnementaux. Des économistes ont donc développé différentes méthodes spécifiques d'évaluation (ou de « monétarisation ») des coûts et/ou des bénéfices environnementaux (cf. annexe 4). Tout un pan de la littérature économique, en particulier anglo-saxonne, est ainsi consacré à des études de monétarisation des externalités environnementales.

En France, le secteur de la gestion des déchets reste encore largement inexploré par ce type d'études. Pourtant, la connaissance de ces coûts environnementaux devient, pour plusieurs raisons, de plus en plus nécessaire. Premièrement, l'augmentation forte et régulière des coûts de gestion des déchets pose la question de savoir si les bénéfices obtenus justifient ou non le resserrement des contraintes environnementales. De plus, les années 1990 ont connu un développement important de la mise en application du principe de responsabilité élargie du producteur. Ce dernier stipule que le producteur d'un bien est responsable de sa fin de vie et en particulier des coûts liés à son élimination ou à sa valorisation. Pour que cette responsabilité soit complète, elle doit également couvrir les coûts environnementaux. Par ailleurs, certains impacts environnementaux peuvent faire l'objet de compensations (ex : nuisances subies par les riverains d'un incinérateur), qu'il serait juste de fixer au niveau du coût des impacts environnementaux subis. Enfin, les règles européennes sur les aides d'Etat reconnaissent le droit de subventionner des activités favorables à l'environnement, mais ce, uniquement à hauteur des bénéfices externes qu'elles procurent.

¹ Pour une présentation générale de l'analyse économique de la protection de l'environnement, voir : Dominique BUREAU, *Economie des instruments de protection de l'environnement*, revue française d'économie, n°4/vol. XIX.

L'ensemble des opérations liées à la gestion des déchets rend l'évaluation de ces coûts environnementaux complexe. Il convient effectivement d'évaluer les externalités liées aux différents types de collectes (sélective et traditionnelle) d'une part, aux différents modes de traitements (tri, incinération avec ou sans récupération d'énergie, mise en décharge, recyclage et compostage) d'autre part. Enfin, l'ensemble des pressions environnementales consécutives à la gestion des déchets (pollution des eaux, pollution de l'air, effet de serre, nuisances...) doivent être prises en considération.

L'objectif du présent document de travail est de réaliser une synthèse des connaissances actuelles sur la monétarisation des externalités liées aux déchets, afin de faire ressortir, dans la mesure du possible, des valeurs (ou fourchettes de valeurs), qui pourraient servir de référence en France. Après une présentation rapide des différentes externalités (positives ou négatives) prises en compte, le document de travail s'organise par « module » : collecte, mise en décharge, incinération, tri-recyclage et compostage. Pour chacun de ces modules, les différentes externalités concernées sont passées en revue, avec une description des études existantes les concernant. Les valeurs fournies par ces études sont indiquées en euros courants. Ces différents résultats sont commentés et des conclusions sont tirées sur les éventuelles valeurs à retenir, celles-ci étant alors exprimées en euros constants 2000. Enfin, l'ensemble de ces éléments est récapitulé dans un tableau synthétique.

II – LES TYPES D'EXTERNALITES LIEES A LA GESTION DES DECHETS

L'**irréversibilité** de certains choix peut avoir des effets externes, dans la mesure où le coût de cette irréversibilité n'est pas pris en compte dans les décisions. Le cas typique est l'immobilisation de l'occupation du sol par une décharge, longtemps après sa fermeture. Si l'on peut raisonnablement penser que le coût d'opportunité de l'occupation du sol durant l'exploitation (voire en partie la post-exploitation) de la décharge est pris en compte dans le prix de la mise en décharge, le coût d'opportunité lié à l'indisponibilité du sol pour certains, voire tous les autres usages pour une très longue période, n'est certainement pas internalisé dans le prix de l'exploitation. L'irréversibilité peut également résulter de la durée de vie de certaines installations. Ainsi, la décision de construire un incinérateur peut limiter les marges de manœuvre ultérieures pour le développement de filières telles que le recyclage, car la rentabilité de l'incinérateur requiert un approvisionnement constant en déchets. L'irréversibilité n'est pas une externalité environnementale au sens strict, mais plutôt une externalité liée à l'utilisation d'une ressource disponible en quantité finie (ici, l'occupation du sol ou les matériaux recyclables présents dans les déchets).

La **pollution** est l'exemple typique d'externalité environnementale. Cette pollution peut être locale (pollution par les lixiviats de décharges...) ou globale (effet de serre) et toucher tous les milieux : l'eau, le sol ou l'air. L'ensemble des filières de traitement de déchets est source de pollution, à plus ou moins grande échelle.

Au-delà de la pollution, toutes les installations de traitement de déchets peuvent avoir des effets de désagrément sur les riverains (bruits, odeurs, envols de papier...). Ces **nuisances** représentent également un coût externe. L'implantation de ces installations, en particulier incinérateurs et décharges, fait aujourd'hui l'objet de fortes oppositions des futurs riverains (c'est le syndrome NIMBY, « Not In My BackYard »). Ces oppositions traduisent des inquiétudes qui vont au-delà des seules nuisances et sont le résultat d'effets sociologiques

complexes (sentiment d'injustice...). Ainsi, au-delà des nuisances, le **NIMBY** est le signe de l'existence d'un coût social (externe) supplémentaire.

Certaines filières de traitement de déchets permettent de les valoriser sous forme d'énergie ou de matière. Cette valorisation permet d'éviter l'utilisation d'autres sources d'énergie et de matière première vierge. Deux types de bénéfices externes en résultent. D'une part, la valorisation permet d'éviter l'ensemble des impacts environnementaux qui auraient résulté de l'utilisation de sources d'énergie fossiles et de matière première vierge. Cette **pollution évitée** représente par conséquent un avantage externe de la gestion des déchets. D'autre part, la valorisation permet une **économie de ressources naturelles épuisables** (pétrole, matières premières). Le caractère épuisable de ces ressources n'est pas nécessairement pris en compte dans leur prix. Ainsi, leur simple économie, indépendamment de la pollution liée à leur utilisation, est un bénéfice externe.

Enfin, certaines filières de valorisation de déchets nécessitent un investissement personnel des usagers. C'est le cas du recyclage et du compostage qui requièrent que chaque citoyen passe un certain temps à trier ses déchets et, éventuellement, à les porter à un point d'apport volontaire. Ce **coût d'opportunité du tri** est ainsi un coût externe pour ces filières.

III – LA COLLECTE

Nous n'avons référencé que trois études évaluant les externalités liées à la collecte des déchets. Il s'agit de **Baudry (2000)**, **EC (1996a)**² et **CSERGE (1993)**.

EC (1996a) évalue les externalités de la collecte dans l'Union Européenne, pour les quatre options de traitement et en faisant trois hypothèses concernant la collecte sélective³.

Les externalités prises en compte sont principalement la pollution de l'air due aux transports et les accidents. Pour ces derniers, les évaluations reposent sur une estimation des risques d'accidents avec victimes et le nombre de trajets par tonne de déchets. Les coûts d'un accident avec décès ou blessés sérieux sont monétarisés respectivement à partir de la valeur d'une vie humaine et des coûts médicaux.

Tableau 1 : coûts externes de la collecte des déchets (cas de la France), d'après EC (1996a).

Coût externe de la collecte des déchets à destination de...	Coût externe total	Coût externe hors accidents
... la mise en décharge	10,5 – 12,6 €/t	1 – 1,4 €/t
... l'incinération	10,4 – 11,4 €/t	0,8 – 1 €/t
... le recyclage	16,5 – 17,4 €/t	7,4 – 7,6 €/t
... le compostage	15,6 – 21,2 €/t	4 – 7,4 €/t

Source : EC (1996a)

On peut constater que le coût des accidents représente en moyenne entre 60% et 90% du coût total des externalités de la collecte.

Le rapport réalisé par CSERGE pour le Ministère de l'environnement britannique en 1993 établit qu'un véhicule de collecte des déchets émet, selon son poids et la vitesse à laquelle il roule, entre 290 et 430 g de CO₂ par km parcouru. Les autres gaz émis lors du transport sont le

² Les références EC correspondent à des études menées pour le compte de la Commission Européenne.

³ Première hypothèse : apport volontaire pour les matières recyclables et organiques ; deuxième hypothèse : collecte en porte à porte simultanée des ordures ménagères et des matières recyclables et organiques ; troisième hypothèse : collecte en porte à porte séparée des ordures ménagères et des matières recyclables et organiques.

CO, le NOx, et des particules (**CSERGE (1993)**, p. 29). Ce rapport estime le coût d'émission de ces gaz pour le transport des déchets vers les incinérateurs et les décharges (c'est-à-dire pour la collecte en mélange) entre 0,1 et 1,4 €/t de déchets transportés. L'échelle relativement large de cette estimation s'explique par la disparité des temps de transport selon que la collecte des déchets a lieu en milieu urbain ou rural. Mais cette étude a considéré un coût unitaire identique pour les deux milieux. La prise en compte de l'exposition supérieure en milieu urbain conduirait à limiter cet écart.

R. Baudry (2000) estime le coût de la collecte pour le recyclage et le compostage en France à partir des valeurs de **CSERGE (1993)**. Elle explique que « comme le recyclage et le compostage nécessitent des collectes supplémentaires, les coûts environnementaux par tonne transportée sont supérieurs ». Elle choisit de multiplier par 1,5 les coûts estimés par **CSERGE (1993)** – il s'agit du ratio moyen entre le coût de la collecte sélective et le coût de la collecte en mélange. Cette hypothèse est très discutable puisqu'il n'y a aucune raison pour que le ratio moyen entre le coût de gestion de la collecte sélective et le coût de gestion de la collecte en mélange corresponde au ratio moyen entre le coût externe de la collecte sélective et le coût externe de la collecte en mélange. En faisant cette hypothèse, **Baudry (2000)** obtient comme estimation du coût externe de la collecte sélective (recyclage et compostage) une fourchette de valeurs comprises entre 0,15 et 2,1 €/t de déchets transportés.

Commentaire :

*Il est difficile d'établir la fiabilité des résultats par des comparaisons mutuelles des trois études. En effet, les estimations de **Baudry (2000)** sont directement issues de **CSERGE (1993)**. La comparaison ne peut donc être réalisée qu'entre **CSERGE (1993)** et **EC (1996a)**. Or, contrairement à cette dernière, **CSERGE (1993)** ne prend pas en compte les accidents dans les externalités liées à la collecte des déchets. Pourtant, leurs coûts externes représentent une part essentielle.*

Conclusion :

*Il convient donc de prendre en compte le coût des accidents dans les coûts externes et nous retiendrons les fourchettes de **EC (1996a)**, soit 10 à 13 €/t pour la mise en décharge, 10 à 11 €/t pour l'incinération, 16 à 17 €/t pour le recyclage et 16 à 21 €/t pour le compostage (valeurs en euros 2000).*

IV – LA MISE EN DECHARGE

1. Irréversibilité (coût externe)

La mise en place d'une décharge rend le terrain occupé indisponible pour pratiquement tous les usages potentiels futurs. Ce caractère irréversible représente un coût d'opportunité par rapport à d'autres emplois du sol.

Dijkgraaf et Volleberg (1997) évaluent ce coût à 17,2 €/t aux Pays-Bas. Cette estimation a été obtenue à partir du prix moyen d'un terrain constructible (286 \$/m²). Ils justifient ce choix en expliquant que retenir comme estimation du coût d'opportunité le prix moyen d'une terre agricole (3 \$/m²) conduirait à une large sous-estimation.

Commentaire :

Les décharges se situant souvent en milieu rural en France, ce choix apparaît très contestable. Nous proposons donc ci-dessous notre propre calcul, en considérant que le coût externe d'opportunité est égal au manque à gagner lié à la non location du terrain (au prix des terres agricoles) pendant 50 à 100 ans après la fin de la période de post-exploitation (30 ans

après la fermeture de la décharge). Il est en effet raisonnable de penser que l'opérateur intègre dans son prix le coût d'opportunité durant la période dont il est responsable (exploitation + post-exploitation).

En considérant que le prix de location des terres agricoles est de 124 €/ha (donnée 2003), on peut calculer un coût d'opportunité compris entre 900 et 1 250 €/ha⁴, selon que l'immobilisation du terrain dure 50 ou 100 ans après la période de post-exploitation.

Conclusion :

Ramené à la tonne de déchets stockés, et en euros 2000, ce coût est compris entre 0,9 et 1,3 cts€/t⁵. Il apparaît finalement négligeable et très loin de l'estimation de **Dijkgraaf et Volleberg (1997)**.

2. Pollution de l'air – pollution locale et globale (coût externe)

Lorsque les études estiment le coût externe de l'émission de gaz à effet de serre d'une décharge, il s'agit principalement des coûts liés au méthane (CH₄). Mais la valorisation (ou le brûlage) du biogaz est également source de pollution locale de l'air.

EC (2000) reprend les résultats de **CSERGE (1993)** et **EC (1996a)**. Ces deux dernières études s'appuient sur le modèle de **Frankhauser (1992)** pour quantifier l'augmentation de température due aux gaz à effet de serre et les dommages associés (les résultats sont les mêmes pour les deux études). **EC (2000)** reprend les coûts unitaires des dommages de ces deux études : de 3 à 5 €/t de CO₂ et de 70 à 303 €/t de CH₄. L'estimation est réalisée en fonction de deux scénarios : le premier correspond à une décharge moderne conforme à la directive EC/31/1999, dotée d'un système de collecte et de traitement des lixiviats et d'un système de captage du biogaz (taux de captage de 40 %) avec valorisation sous forme de cogénération, tandis que le second scénario correspond à une décharge ancienne sans barrière d'étanchéité ni système de captage du biogaz.

Dans le cas d'une décharge moderne, **EC (2000)** évalue le coût externe de la contribution au réchauffement climatique de la mise en décharge entre 1 et 14 €/t et le coût externe de la pollution locale de l'air d'une décharge à entre 0,02 et 0,2 €/t de déchets stockés. Dans le cas d'une décharge ancienne, le coût externe de la pollution globale est évalué entre 2 et 23 €/t.

CSERGE (1993) considère que la pollution locale n'est pas assez significative pour entraîner des coûts environnementaux. Par contre, les coûts de la pollution globale (réchauffement climatique) liée à la mise en décharge d'une tonne de déchets sont estimés à 2,4 €/t (fourchette de 0,8 et 6,1 €) en cas de récupération d'énergie.

EC (1996a) ne fournit également qu'une estimation du coût externe lié à la contribution des décharges au réchauffement climatique. Pour la France, les auteurs estiment ce coût entre 1,2 et 2,5 €/t de déchets stockés (avec une tonne de CO₂ valorisée à 4 €).

Dijkgraaf et Volleberg (1997) fournissent aussi une estimation de ce coût environnemental. Il ne s'agit pas d'une étude primaire puisque les auteurs reprennent les évaluations des coûts environnementaux d'une étude d'ingénierie hollandaise⁶. Nous n'avons pu nous procurer cette dernière étude, mais la méthode qu'elle utilise se rapproche de la méthode des « impacts pathways ». Les auteurs évaluent d'abord les impacts physiques de

⁴ Calcul effectué avec un taux d'actualisation de 4 % jusqu'à 30 ans et de 2 % au-delà, et en considérant que la fermeture des décharges intervient en moyenne dans 15 ans.

⁵ Hypothèses : déchets stockés sur une hauteur de 10 m avec une densité de 0,9.

⁶ Centrum voor Energiebesparing – (1996): *Financiële Waardering van de Milieu-effecten van afvalverbrandingsinstallaties in Nederland* (Evaluation financière des impacts environnementaux des incinérateurs), Delft.

l'incinération, de la mise en décharge, de la production d'énergie et de la production de matière première pour ensuite les exprimer en termes monétaires en multipliant ces impacts par un ensemble de prix implicites (« *shadow prices* ») des dommages environnementaux (le CO₂ est valorisé à 34 €/t et le méthane à 379 €/t). Concernant la pollution atmosphérique locale et globale due à la mise en décharge, cette étude estimait en 1995 son coût à 5,5 €/t. Cette estimation prend en compte le méthane et le CO₂ pour la pollution globale et 45 autres gaz pour la pollution locale (entre autres le SO₂ et les NO_x).

Enfin, dans le cas d'une décharge avec captage du biogaz en France, **Zoughaib et Rabl (2004)** aboutissent à une valeur d'environ 11 €/t, dont 9,6 €/t pour les émissions de gaz à effet de serre (avec une tonne de CO₂ valorisée à 19 €).

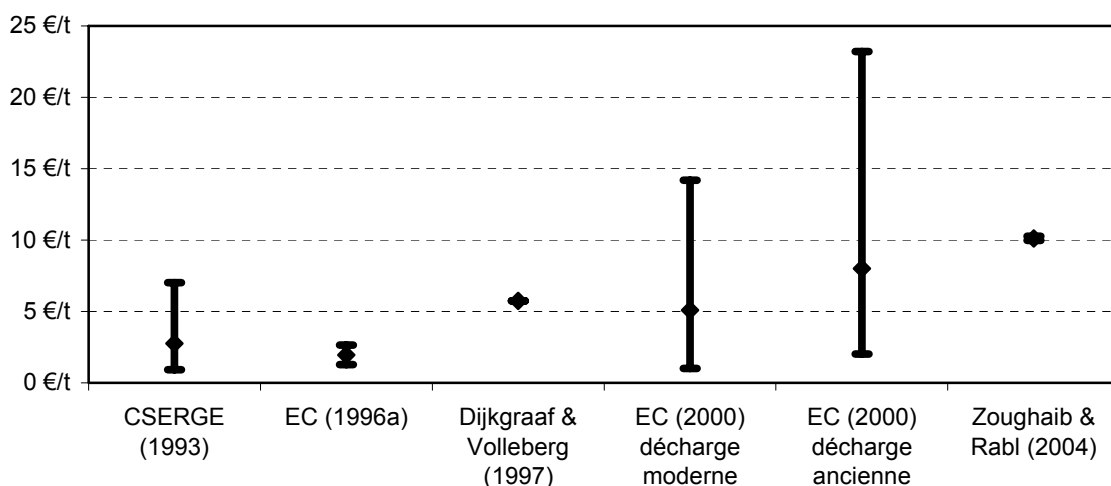
Commentaire :

Les différentes estimations sont globalement convergentes (cf. Figure 1). Les valeurs obtenues par **EC (2000)** résultent d'un coût unitaire modeste des gaz à effet de serre, compensé par un taux de captage du méthane relativement faible. Les valeurs faibles obtenues par **EC (1996a)** proviennent du coût unitaire du CO₂ retenu (seulement 4 €/t).

Conclusion :

Au final, pour des décharges modernes (avec collecte et traitement des lixiviats et valorisation du biogaz), une fourchette de 5 à 10 €/t semble une estimation satisfaisante. Sur ce montant, environ 1 €/t provient de la pollution locale. Les émissions de biogaz représentent donc l'essentiel du coût. La fourchette ci-dessus est valable pour des valeurs unitaires d'environ 5 à 15 €/t de CO₂ (et un coefficient d'équivalence CH₄ / CO₂ de 20). Il s'agit donc d'une estimation a minima, d'autant plus que la revalorisation récente du taux d'actualisation par le Commissariat Général du Plan pourrait conduire à revaloriser le coût unitaire du CO₂.

Figure 1 : coût externe (traduit en euros constant 2000 – voir en annexe 3 pour les coefficients de traduction en valeur 2000) de la pollution locale et globale de l'air due aux décharges selon différentes études.



3. Pollution locale de l'eau de surface (coût externe)

La décomposition des déchets et l'infiltration des eaux de pluies et de surface dans la décharge produit des lixiviats chargés en substances toxiques. Ils sont récupérés et traités, soit sur place, soit dans des stations d'épuration puis reversés dans le milieu naturel. La dépollution ne pouvant être totale, la mise en décharge est donc une source de pollution de l'eau.

EC (1996b) estime que ces impacts sont mineurs compte tenu des réglementations européennes en matière de rejets.

Conclusion :

*Nous estimons, avec **EC (1996b)**, que les externalités de la pollution locale de l'eau de surface sont négligeables.*

4. Risque de pollution des sols et des eaux souterraines à long terme (coût externe)

Les impacts des émissions dans l'eau et le sol, influencés par les conditions locales, restent dans l'ensemble encore très mal connus.

CSERGE (1993) estime le coût externe du risque de pollution des sols et des eaux entre 0 et 1,2 €/t de déchets mise en décharge. Ce coût correspond aux fuites de lixiviats dues à des accidents observés sur les décharges sur une période de 30 ans en Grande-Bretagne. Le taux d'actualisation utilisé dans l'étude n'est pas précisé.

Une seconde estimation est réalisée par **Cemagref (2001)**. **Planistat (2003)** explique que les auteurs tiennent compte dans cette étude des pollutions graduelles et accidentelles (y compris pendant la phase d'exploitation) en plus des risques à long terme. L'estimation de **Cemagref (2001)** est basée sur différentes hypothèses de taux de fuites de lixiviats dans les décharges avec confinement afin de tenir compte également de la pollution graduelle. Pour des taux de fuite variant de 1 à 10%, le coût est estimé entre 0,82 et 1,25 €/t de déchets stockés en France.

Adler, Cook, Ferguson, Vickers, Anderson, Dower (1982) réalisent une étude évaluant l'impact de la contamination de l'eau due à une décharge de déchets toxiques (Pleasant Plains, New Jersey, Etats-Unis) – événement survenu en 1974 – sur le prix de vente des maisons situées aux alentours. Cette étude de prix hédonistes montre que les maisons situées entre 1,5 et 2,25 miles de la décharge connaissent une baisse de leur prix de vente de l'ordre de 10%.

Commentaire :

Nous ne pouvons que constater le manque d'information disponible concernant l'évaluation de cette externalité de la décharge. Nous pensons en particulier aux relations physiques sous-tendant ce type de dommages.

Conclusion :

En l'absence de données plus précises, nous retiendrons une valeur comprise entre 0,8 et 1,2 €/t (en euros 2000).

5. Nuisances pour les riverains des sites (coût externe)

CSERGE (1993) référence huit études évaluant les nuisances des décharges par la méthode des prix hédonistes. Le même rapport recense deux études utilisant la méthode d'évaluation contingente pour évaluer ces mêmes nuisances.

Les huit études de prix hédonistes référencées par ce rapport vont de 1971 à 1992. Nous les présentons succinctement ci-dessous.

L'étude de **Havlicek, Richardson et Davies (1971)** repose sur les prix de vente de 182 maisons vendues entre 1962 et 1970 et se situant dans le voisinage de cinq décharges des environs de Fort Wayne (Indiana, Etats-Unis). Le principal résultat de cette étude est une hausse de 9800 \$ en moyenne du prix de vente d'une maison à chaque fois que celle-ci est éloignée d'un mile de l'une des cinq décharges.

Baker (1982) réalise une étude de prix hédonistes sur des maisons situées près de la décharge de Dryden (New York, Etats-Unis). Il évalue une baisse de 21 % du prix de vente d'une maison située à 0,25 mile de la décharge contre une baisse de 0,55 % pour une maison située à deux mile de la même décharge.

Gamble, Downing, Shortle et Epp (1982) montrent que les prix de ventes diminuent de 5-7% par miles éloignés de la décharge. Cette étude est réalisée sur un échantillon de 137 maisons vendues entre 1977 et 1979 et situées aux alentours de la décharge de Boyertown (Pennsylvania, Etats-Unis).

En reprenant la base de données des décharges situées dans les environs de Fort Wayne (cf. ci-dessus), **Havlicek (1985)** obtient une augmentation du prix de vente de 5% à chaque fois qu'une maison est éloignée d'un mile d'une décharge.

Michaels, et Smith (1990) réalisent une étude de prix hédonistes sur 2182 maisons vendues entre 1977 et 1981. Ces maisons sont situées autour de onze décharges situées dans la banlieue de Boston (Etats-Unis). Le fait de ne pas se trouver à proximité d'une décharge fait augmenter le prix de vente moyen d'une maison de 253 \$ (1977).

L'étude de **Kohlhase, (1991)** évalue l'impact des déchets toxiques sur le prix de vente des maisons. Pour ce faire, l'auteur prend en compte les prix de vente de maisons situées autour de dix décharges pour déchets toxiques situées dans le Harris County (Texas, Etats-Unis). Son échantillon est divisé en trois périodes (1976, 1980 et 1985) comprenant chacun plus de 1000 transactions. Pour les maisons vendues en 1976 et 1980, le fait d'être situé à proximité d'une décharge dévalue le prix de vente entre 906 \$ et 1215 \$ par mile. En 1985 – après qu'un rapport ait rendu public la localisation précise des décharges pour déchets toxiques – la baisse du prix de vente se situait autour de 2435 \$, soit plus du double. Précisons que cet effet du prix n'est pas linéaire avec la distance.

Nelson, Genereux et Genereux (1992) réalisent une étude sur les prix de 708 maisons vendues entre 1979 et 1989 et se situant à moins de 2 miles de la décharge de Ramsey (Minnesota, Etats-Unis). Ils montrent que le prix de vente d'une maison dépend de la distance à la décharge et augmente de 6,2% par mile.

Enfin, **Mendelsohn, Hellerstein, Huguenin, Unsworth et Brazee (1992)** réalisent une étude de prix hédonistes sur 1916 maisons se situant à moins de 2 miles du port de New Bedford (Mass, Etats-Unis) vendues entre 1969 et 1988. L'objet de cette étude est d'évaluer les conséquences sur le prix de vente de ces maisons de la contamination par du PCB, information rendue publique en 1982. Les auteurs montrent que le fait de rendre cette information publique a fait baisser les prix de ces maisons entre 7 et 8 %, soit une baisse comprise entre 7 700 et 11 000 \$ (1992). Notons toutefois que cette évaluation dépasse les nuisances telles que nous les avons définies (cf. chapitre II) et englobe une contamination des sols et/ou des eaux.

Nous ne faisons pas figurer les résultats de ces huit études dans le tableau récapitulatif des coûts et avantages externes liés à la gestion des déchets car ces résultats ne sont pas présentés sous une forme comparable et concernent souvent des décharges de déchets toxiques.

D'autre part, **Desvousges et Smith (1986)** (cités par **CSERGE [1993]**) réalisent une étude combinant la méthode des prix hédonistes et la méthode d'évaluation contingente sur une décharge pour déchets toxiques. Il est demandé à chacun des 609 ménages de Boston interrogés de choisir entre deux maisons identiques mais ne se situant pas à la même distance de la décharge. Les auteurs estiment le surplus des consommateurs entre 420 et 630 \$ (soit entre 450 et 675 €) par an et par mile d'une décharge⁷.

Enfin, deux études récentes (**DEFRA, 2003** et **MEDD/D4E, 2004**) permettent de remonter à des valeurs par tonne de déchets stockés.

⁷ Les auteurs utilisent un taux d'actualisation de 13 % sur un horizon de 15 ou 30 ans.

DEFRA (2003) utilise la méthode des prix hédonistes sur l'ensemble des décharges britanniques et aboutit à une baisse de 7 % du prix des habitations situées à moins de 400 m d'une décharge. En tenant compte de la durée moyenne d'exploitation d'une décharge et du flux annuel de déchets stockés, cette étude évalue le coût externe annuel des nuisances entre 2,4 et 3,5 €/t.

L'étude **MEDD/D4E (2004)** est une évaluation contingente d'une décharge française moderne (certifiée ISO14001). Deux scénarios (un de consentement à recevoir et un de consentement à payer) ont été proposés à 180 personnes résidant à proximité de la décharge. Le consentement à payer pour fermer la décharge, et ainsi supprimer les nuisances, est compris entre 9 et 45 € par ménage, soit entre 0,14 et 0,7 €/t.

Par ailleurs, lors de l'implantation d'une nouvelle décharge, on assiste très régulièrement à un phénomène d'opposition, parfois virulente, des riverains. On parle dans ce cas de syndrome NIMBY, acronyme de « *not in my back-yard* » : « pas dans mon jardin ». Ainsi, si la population est consciente que l'installation d'un centre de stockage est nécessaire, elle préfère qu'elle se fasse loin de chez elle. Même s'il est lié à l'existence de ces nuisances, le NIMBY est un phénomène d'une nature différente. Il fait intervenir des considérations psychologiques et sociologiques complexes. Les motivations de cette mobilisation sont multiples : défense d'intérêts particuliers, expression de ressentiments préexistants, sociabilité, craintes environnementales et sanitaires, exigence de participation aux décisions.

Ainsi, au-delà des externalités liées aux impacts physiques (nuisances), le NIMBY est le signe de l'existence d'un coût social (externe) supplémentaire⁸. Une partie de ce coût externe peut se concrétiser par des surcoûts liés au retard, voire à l'annulation, du projet.

Toutefois, l'évaluation de ce coût est extrêmement délicate et peu d'études permettent de donner, ne serait-ce qu'une estimation grossière, de cette externalité. Les seules références identifiées valorisent le consentement à payer pour ne pas voir s'installer une décharge à proximité. La valeur ainsi fournie recouvre à la fois les nuisances (anticipées par les riverains potentiels) et l'aspect NIMBY (ressentiment social, sentiment d'injustice...).

On peut citer **Roberts, Douglas et Park (1991)**, qui réalisent une étude par la méthode d'évaluation contingente. Leur échantillon est constitué de 150 personnes. Ils estiment le consentement à payer pour ne pas voir s'implanter une décharge dans le comté de Knox (Tennessee, Etats-Unis). Les auteurs estiment le CAP moyen à 260 \$ (soit 229 €) par ménage et par an. Pour les ménages consommant l'eau provenant d'une source potentiellement contaminée par cette décharge, le CAP moyen est évalué à 321 \$ (soit 283 €) par ménage et par an.

Dans son évaluation contingente, l'étude **MEDD/D4E (2004)** propose également un scénario qui permet d'approcher la notion de NIMBY. Il apparaît que les personnes interrogées sont prêtes à payer entre 80 et 115 € par ménage pour éviter l'installation d'une décharge à proximité de leur domicile.

Les décharges en question n'étant pas caractérisées en terme de quantité de déchets, il n'est pas possible de ramener ces valeurs à des montants unitaires par tonne.

Commentaire :

Concernant le NIMBY, il apparaît difficile de le résumer à un coût externe. Les études citées ci-dessus ne permettent d'en donner qu'une vague approche économique sans le distinguer des nuisances proprement dites. Par conséquent, nous ne retiendrons aucune valeur sur ce sujet et nous nous contenterons de monétariser les nuisances perçues par les riverains d'une décharge.

⁸ Notons toutefois que le NIMBY englobe des considérations très larges (psychologiques, sociologiques, politiques...) que l'approche économique ne permet d'appréhender que très partiellement.

*Sur ce thème, les études recensées sont globalement assez anciennes et surtout peu nombreuses dans le contexte européen, ce qui pose problème pour le transfert de valeur. Par ailleurs, très peu d'études donnent les éléments nécessaires au calcul du coût des nuisances par tonne de déchets stockés. Enfin, les valeurs obtenues traduisent l'exposition des riverains aux nuisances génériques des décharges, sans les corrélérer à un paramètre particulier. Dans le cas français, l'étude **MEDD/D4E (2004)** montre toutefois que les nuisances appréhendées par les riverains sont, par ordre de priorité : les odeurs et le trafic de camions.*

Conclusion :

L'analyse des deux études récentes, britannique et française, permet néanmoins d'estimer le coût externe des nuisances entre 1 et 2 €/t (en euros 2000). Cette estimation se justifie par le fait que les décharges britanniques présentent globalement un niveau de protection environnementale inférieur à celui de leurs homologues françaises, que l'exposition des Britanniques à ces nuisances est supérieure à celle des Français et que le site choisi par l'étude française génère a priori plutôt moins de nuisances que la moyenne (certification ISO14001).

6. Economie de ressources énergétiques (avantage externe)

La mise en décharge avec récupération d'énergie est une source d'énergie renouvelable, puisque la production croissante de déchets par nos sociétés de consommation en fait une source d'énergie abondante. En évitant l'extraction de ressources naturelles énergétiques épuisables, la récupération d'énergie à partir des décharges permet donc, de contribuer au développement durable. Indépendamment des externalités liées à la production d'énergie à partir de ressources fossiles, la simple économie de ressources épuisables représente un bénéfice. Celui-ci est en partie comptabilisé dans les coûts de gestion de l'opérateur lorsqu'il vend l'énergie qu'il produit. Mais il reste une externalité liée au fait que le caractère épuisable de certaines ressources peut ne pas être totalement internalisé dans leur prix de marché. On peut noter qu'il ne s'agit pas là d'une externalité purement environnementale.

Aucune évaluation propre au secteur des déchets n'a pu être identifiée. Des recherches complémentaires mériteraient d'être menées afin d'identifier d'éventuelles études du secteur des ressources énergétiques, qui auraient évalué l'avantage externe lié à l'économie de ces ressources.

7. Pollution évitée (avantage externe)

Lorsqu'une décharge dispose d'un système de combustion du biogaz pour produire de l'énergie, cette production permet d'éviter la pollution engendrée par un autre système de production d'énergie. La valorisation monétaire de ce bénéfice externe est, comme nous allons le voir, très sensible aux hypothèses sur la source d'énergie substituée. Lorsque l'énergie récupérée se substitue aux énergies conventionnelles – les combustibles fossiles – les bénéfices incluent une réduction des émissions de CO₂, CO, SO₂, NO_x et des particules (PM₁₀).

Dijkgraaf et Volleberg (1997) expliquent qu'une tonne de déchets mise en décharge fournit 122 kWh en moyenne d'énergie. En termes monétaires les auteurs évaluent le bénéfice de la pollution ainsi évitée à 4,7 €/t.

CSERGE (1993) fournit également une évaluation monétaire de cet avantage externe. Le rapport précise qu'une tonne de déchets fournit 79 kWh d'électricité si elle est mise en décharge et 664 kWh si elle est incinérée (soit un rapport de 1 à 8,4). Sans fournir plus de détails sur les hypothèses sous-jacentes aux calculs, ce rapport estime la pollution évitée d'une décharge entre 0,9 et 2,5 €/t.

EC (1996a) évalue dans le cas de la France l'avantage externe de la pollution évitée d'une décharge à 0,7 €/t lorsque l'énergie récupérée est substituée à du charbon. Quand la source est le mix énergétique moyen européen, cet avantage externe tombe à 0,2 €/t. Cette étude est expliquée plus en détail dans la section détaillant la pollution évitée des incinérateurs.

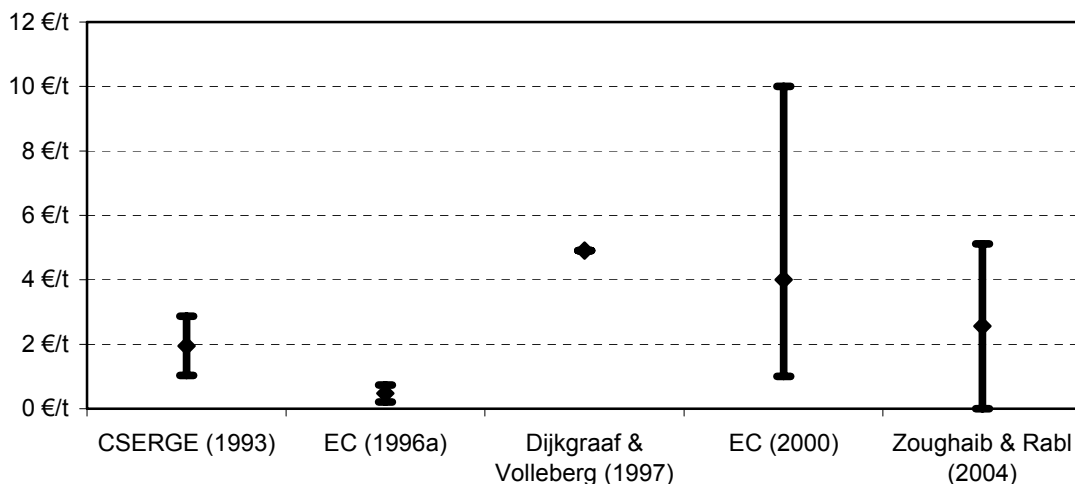
EC (2000) évalue les externalités (positives) de la récupération d'énergie en considérant deux hypothèses concernant la source d'énergie à laquelle est substituée l'énergie récupérée⁹ (ce point est plus détaillé dans la section détaillant la pollution évitée par les incinérateurs). Les bénéfices externes de la pollution évitée de la mise en décharge sont estimés à 4 €/t (fourchette variant de 1 à 10 €/t) lorsque l'énergie récupérée est substituée à une énergie produite à base de charbon. La principale pollution évitée est celle liée au SO₂. Dans le cas où la source d'énergie est le fioul, la pollution évitée est estimée à 3 €/t.

En fonction de la source d'énergie substituée et du mode de valorisation, **Zoughaib et Rabl (2004)** quantifie l'avantage externe de la pollution évitée en France entre 3,5 €/t (valorisation thermique se substituant à un mix gaz - fioul) et 5,6 €/t (valorisation thermique se substituant à du fioul). Dans le cas spécifique où l'énergie substituée est nucléaire, l'avantage externe tombe à 0 €/t.

Commentaire :

Si l'on écarte **EC (1996a)**, les estimations des différentes études sont relativement convergentes (cf. Figure 2).

Figure 2 : avantage externe (traduit en euros constants 2000) lié à la pollution évitée grâce à la valorisation du biogaz de décharge, selon différentes études.



Conclusion :

Si l'on exclut le cas d'une substitution à de l'énergie nucléaire, il semble raisonnable de retenir une fourchette de 2 à 5 €/t pour l'avantage externe lié à la pollution évitée.

⁹ La première hypothèse suppose que l'électricité et la chaleur produites alimentent des réseaux électriques et de chauffage utilisant conventionnellement de l'énergie produite à partir de charbon. La seconde hypothèse considère que l'énergie substituée est produite à base de fioul.

V – L'INCINERATION AVEC RECUPERATION D'ENERGIE

D'après **Planistat (2003)**, les externalités du traitement des déchets par incinération sont celles qui sont le plus largement analysées dans la littérature identifiée.

1. Irréversibilité (coût externe)

Contrairement à la décharge, l'irréversibilité n'est pas liée au site accueillant l'incinérateur (une usine peut toujours être démontée), mais au choix de la capacité de cette installation.

L'incinération peut être qualifiée d'option partiellement irréversible : il est possible d'arrêter définitivement le fonctionnement d'un incinérateur, mais pas de diminuer les quantités de déchets qu'on y amène pendant son fonctionnement, sous peine de mettre en péril la rentabilité de l'installation. Une seconde irréversibilité des incinérateurs réside dans la contrainte qu'impose la durée de vie d'un incinérateur sur les choix futurs de la combinaison des options de traitement des déchets dans la zone concernée par l'incinérateur.

Aucune évaluation du coût externe représenté par cette irréversibilité partielle n'a été identifiée.

2. Pollution de l'air – pollution locale et globale (coût externe)

Concernant la pollution atmosphérique (véhiculée par les fumées), l'incinération engendre l'émission :

- de gaz à effet de serre, en particulier du dioxyde de carbone (CO₂).
- de polluants atmosphériques « classiques » : particules (PS), oxydes d'azote (NO_x), oxydes de soufre (SO_x), composés organiques volatils (COV), monoxyde de carbone (CO). Le dioxyde de soufre (SO₂) ou les oxydes d'azote, par exemple, sont responsables des pluies acides.
- de micropolluants : métaux lourds, dioxines et acide fluorhydrique (HF).

Plusieurs études fournissent une évaluation des effets des émissions dans l'air dues à l'exploitation des incinérateurs. Cependant, toutes ne traitent pas de l'ensemble des substances polluantes. Par exemple, **EC (1996a)** n'évalue pas les effets des émissions de dioxines considérant les effets physiques sur la santé controversés. **Rabl et Spadaro (1997)** et **Desaigues, Rabl et Spadaro (1998)** ne traitent pas des effets des émissions de gaz à effet de serre.

De plus, seuls **EC (1996a)** et **EC (1996b)** considèrent les émissions de polluants atmosphériques liés à la production de l'énergie utilisée dans les usines. **EC (1996a)** tient compte également des coûts externes de la gestion des résidus solides, c'est-à-dire la pollution de l'air et les accidents dus au transport de ces sous-produits vers leur lieu d'élimination.

Le rapport **EC (2000)** recense trois études d'évaluation recourant à la méthodologie ExternE pour quantifier les impacts de la pollution de l'air et de la contribution au réchauffement climatique des incinérateurs. Il s'agit de **EC (1996b)**, **EC (1996a)** et **Rabl, Spadaro et McGavran, (1998)**. **EC(2000)** cite également **ECON (1995)** mais ne retient finalement pas cette étude norvégienne car elle « s'appuie sur une méthode discutable consistant à utiliser des indices d'impacts environnementaux afin de dériver les coûts des dommages associés aux polluants pour lesquels ces impacts ne sont pas actuellement directement quantifiables » (**Planistat [2003]**). Les trois études retenues fournissent des valeurs unitaires des coûts externes de la pollution de l'air – exprimées en euro par kg de polluant – pour les principaux polluants : CO₂, particules, SO₂, NO_x, COV, CO, As, Cd, Cr (VI), Ni, dioxines. Ces valeurs varient entre les études d'un facteur 3 (particules, CO) à plus de 7 (NO_x, As, Cr, Ni, dioxines), reflétant l'incertitude scientifique qui demeure sur les effets toxiques de ces polluants.

EC (2000) s'appuie sur les valeurs unitaires de ces trois études pour réaliser une évaluation monétaire de la pollution de l'air due aux incinérateurs selon trois hypothèses sur les normes d'émissions respectées par les incinérateurs et sur la valorisation énergétique¹⁰. Le rapport évalue le coût externe de la contribution des incinérateurs au réchauffement climatique (CO₂) entre 0,5 et 1 €/t de déchets incinérés ; cette valeur est indépendante du scénario envisagé. Concernant la pollution locale de l'air (NO_x et SO₂ principalement), **EC (2000)** fournit trois fourchettes différentes selon le scénario envisagé : 5 à 27 €/t, 15 à 72 €/t et 20 à 108 €/t de déchets incinérés.

EC (1996a) évalue la pollution locale et globale de l'air due à l'exploitation des incinérateurs dans le cas de la France à 23,4 €/t.

EC (1996b) prend en compte les effets des émissions dans l'air des polluants suivants : SO₂, NO_x, PM₁₀, métaux lourds, dioxines. Cette étude s'appuie sur la méthodologie ExternE et les relations dose – réponse disponibles sauf pour les effets sur la santé des dioxines et métaux lourds. La valorisation des dommages est basée sur la valeur d'une vie statistique (3 M€ selon **ExternE [1995]**). De plus, les auteurs ont choisi de ne prendre en compte que les effets aigus des particules primaires et secondaires sur la mortalité et non leurs effets chroniques. Pour le site français étudié, **EC (1996b)** estime les dommages totaux dus à la pollution locale de l'air entre 21 et 54 €/t, selon les normes d'émissions. Les NO_x sont responsables de près de 90 % de ce coût externe.

CSERGE (1993) estime la pollution locale et globale de l'incinération par le biais de la méthode des « impact pathways ». L'incinération d'une tonne de déchets provoque l'émission de 0,71 tonnes de CO₂, 1 kg de particules, 0,68 kg de SO₂, et 1,1 kg de NO_x. La pollution globale (CO₂) et locale (SO₂, NO_x et particules) de l'incinération est ensuite estimée en terme monétaire. Une tonne de déchets incinérée engendre une pollution globale comprise entre 0,9 et 8,9 € et une pollution locale comprise entre 1,1 et 3,4 €.

Dijkgraaf et Volleberg (1997) évaluent quant à eux la pollution locale et globale à 17,2 €/t.

Rabl, Spadaro, et McGavran (1998) estiment, dans le cas de la France, la pollution locale d'un incinérateur à 22,4 €/t si celui-ci est situé en zone rurale, à 22,7 €/t s'il est situé en zone urbaine et à 25 €/t s'il est situé en banlieue parisienne. La norme utilisée est celle correspondant à la directive 2000/76/CE. Précisons que les auteurs n'évaluent pas les coûts externes des gaz à effet de serre. Les coûts externes ont été calculés pour les polluants suivants : PM₁₀ (banlieue Paris, zone urbaine, zone rurale), SO₂, NO₂ par XNO₃, NO₂ par O₃, COV par O₃, CO, As, Cd, Cr, Ni (zone urbaine), Dioxines et TEQ.

Rabl et Spadaro (1997) appliquent la méthodologie ExternE au cas d'un incinérateur français situé dans la banlieue nord-ouest de Paris. Les normes utilisées sont celles reprises par la directive 2000/76/CE. Les effets pris en compte sont les effets sur la santé (mortalité, morbidité, cancers), sur les récoltes, sur les matériaux et sur le réchauffement climatique (CO₂). Hors gaz à effet de serre, le coût des dommages est estimé à 52 €/t. Cette valeur élevée s'explique par la forte exposition de la population (densité élevée autour de Paris) Selon que le coût unitaire retenu pour les dommages d'une tonne CO₂ est 18 ou 46 €, le coût global est estimé à respectivement 67 et 92 €/t.

Desaigues, Rabl et Spadaro (1998) reprennent les coûts externes unitaires des dommages par polluant émis et les émissions de polluants par tonne de déchets de **Rabl**,

¹⁰ Le premier scénario suppose le respect de la directive 2000/76/CE, un taux de récupération de l'énergie de 83% et une production de chaleur et d'électricité. Le deuxième scénario suppose le respect de la directive 89/369/EEC, un taux de récupération de l'énergie de 25% et une valorisation énergétique sous forme d'électricité uniquement. Enfin, le troisième scénario suppose le non respect des normes précédentes et l'absence de récupération d'énergie.

Spadaro, et McGavran (1998). Quatre niveaux de réglementation différents¹¹ sont envisagés. Le coût externe obtenu est présenté dans le Tableau 2. L'effet de serre n'est pas pris en compte.

Tableau 2 : coûts de la pollution locale des incinérateurs selon différents niveaux de réglementation (**Desaigues, Rabl et Spadaro [1998]**).

	Niveaux de réglementations			
	A	B	C	D
Zone rurale	57,0 €/t	37,6 €/t	26,5 €/t	13,1 €/t
Zone urbaine	58,4 €/t	38,1 €/t	27,0 €/t	13,6 €/t
Banlieue parisienne	66,3 €/t	40,8 €/t	29,7 €/t	16,3 €/t

Zoughaib et Rabl (2004) utilisent également la méthode ExternE. En retenant 19 € pour le coût unitaire d'une tonne de CO₂, ils obtiennent un coût externe de 22 €/t (dont 16,4 €/t pour l'effet de serre) pour les émissions des incinérateurs français respectant les normes de la directive 2000/76/CE.

Baudry (2000) cite également **Bruvoll (1998)**. Nous n'avons toutefois pas repris ces résultats car les coûts y sont évalués uniquement dans le cas de l'incinération de déchets papier ou plastique et les fourchettes de variation sont très larges.

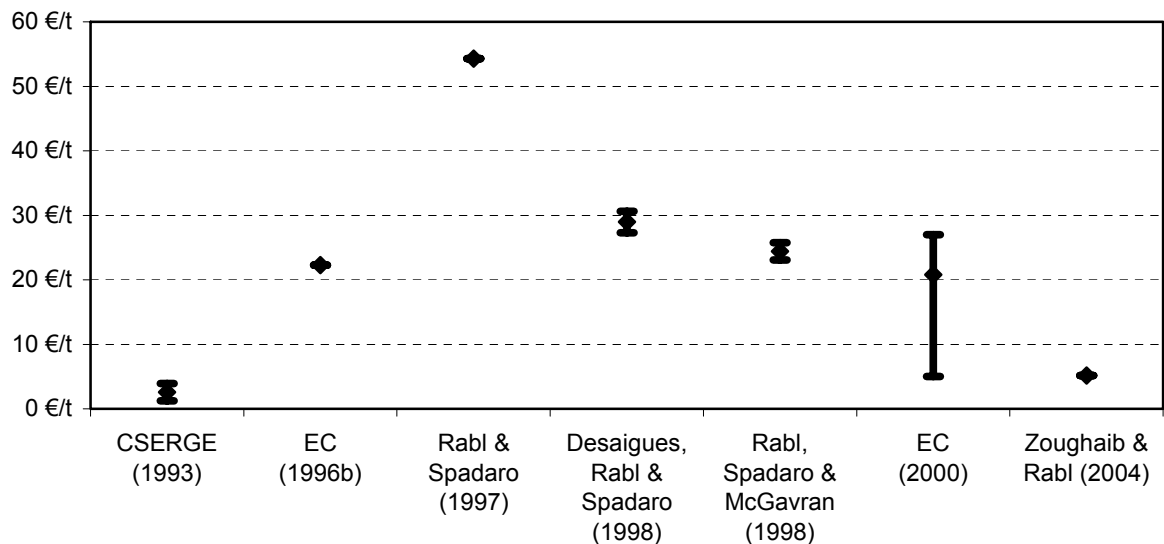
Commentaire :

On constate que le nombre d'études sur la pollution de l'air due aux incinérateurs est beaucoup plus important que celui correspondant à la mise en décharge. Les résultats des différentes études recensées convergent dans l'ensemble. Le fait que les résultats soient relativement cohérents entre eux doit cependant être relativisé. En effet, la plupart des études recensées utilisent la même méthodologie, celle du projet ExternE. Il convient également de souligner la grande sensibilité de ces estimations à la méthode et aux types d'impacts pris en compte.

*Concernant la pollution locale (cf. Figure 3), les résultats sont très sensibles à la prise en compte ou non des effets chroniques sur la mortalité, au choix d'utiliser la perte d'années de vie plutôt que la valeur de la vie humaine (cf. encadré ci-dessus) pour monétariser les impacts physiques des polluants et bien sûr aux valeurs retenues d'une vie humaine ou de la perte d'années de vie. Concernant le réchauffement climatique, on constate une grande divergence dans les estimations puisqu'elles vont de 0,5 à 40 €/t. Le coût unitaire des dommages d'une tonne de CO₂ varie entre 4 et 46 €/t et explique une part de ces divergences. Aujourd'hui, le programme ExternE retient la valeur de 19 €/t (valeur retenue par **Zoughaib et Rabl [2004]**), qui est l'estimation du coût du respect par l'Union Européenne des engagements de Kyoto. Cette valeur est également dans les fourchettes les plus récentes d'évaluation des dommages du changement climatique utilisées en France (par exemple, le rapport Boiteux utilise la valeur de 27 €/t).*

¹¹ Niveau A : réglementation en vigueur en France depuis l'arrêté du 25.01.91 (application de la directive de 1989). Niveau B : circulaire Lepage du 24.02.97 (notamment pour les poussières et le SO₂) mais sans contrainte sur le NO_x. Niveau C : rajoute au niveau B la limitation des NO_x à 200 mg/Nm³ (conformité à la directive 2000/76/CE pour les émissions dans l'air). Niveau D renforce la limitation des NO_x à 80 mg/Nm³.

Figure 3 : coût externe (traduit en euros constants 2000) de la pollution locale de l'air liée à l'incinération des déchets ménagers et assimilés pour des installations respectant les normes de la directive 2000/76/CE, selon différentes études.



Dans la méthode impact-pathways, la monétarisation intervient essentiellement au niveau du coût de la mortalité. Deux concepts peuvent être utilisés pour cela : la valeur de la vie statistique (ou VSL – value of a statistical life) ou la perte d'années de vie (ou YOLL – years of life lost). Le premier consiste en un « consentement collectif à payer pour éviter un faible risque d'un décès anonyme prématuré »¹². Le second consiste à monétariser chaque année de vie perdue.

Traditionnellement, la mortalité était comptabilisée en utilisant la VSL. Or, cette valeur est construite pour les accidents, qui réduisent la durée de vie de plusieurs dizaines d'années, alors que la pollution atmosphérique entraîne une réduction bien moindre de l'espérance de vie. C'est pourquoi, aujourd'hui, les études de monétarisation de la pollution de l'air par la méthode impact-pathways utilisent préférentiellement le concept de YOLL.

Le programme ExternE a choisi une valeur de 3,4 M€ à l'échelle européenne pour la VSL. L'absence d'études d'évaluation de la YOLL a conduit ExternE à recalculer cette valeur en considérant que la VSL est une somme actualisée de YOLL. Ce calcul aboutit à une valeur de 96,5 k€. Néanmoins, les pertes d'années de vie liées à la pollution atmosphérique sont concentrées en fin de vie. La question se pose alors de savoir s'il est légitime de considérer une valeur uniforme de YOLL. Pour y répondre, des études spécifiques d'évaluation de la valeur d'une année de vie perdue en fin de vie doivent être menées.

Notons que les valeurs de YOLL et VSL retenues par ExternE sont largement supérieures à celles utilisées actuellement en France, suite au rapport Boiteux¹³ (VSL : 1,5 M€ ; YOLL : 50 000 €). Mais la modification récente par le Commissariat Général du Plan du taux d'actualisation (passage à 4 %) devrait conduire à réviser à la hausse les valeurs de VSL et YOLL utilisées en France.

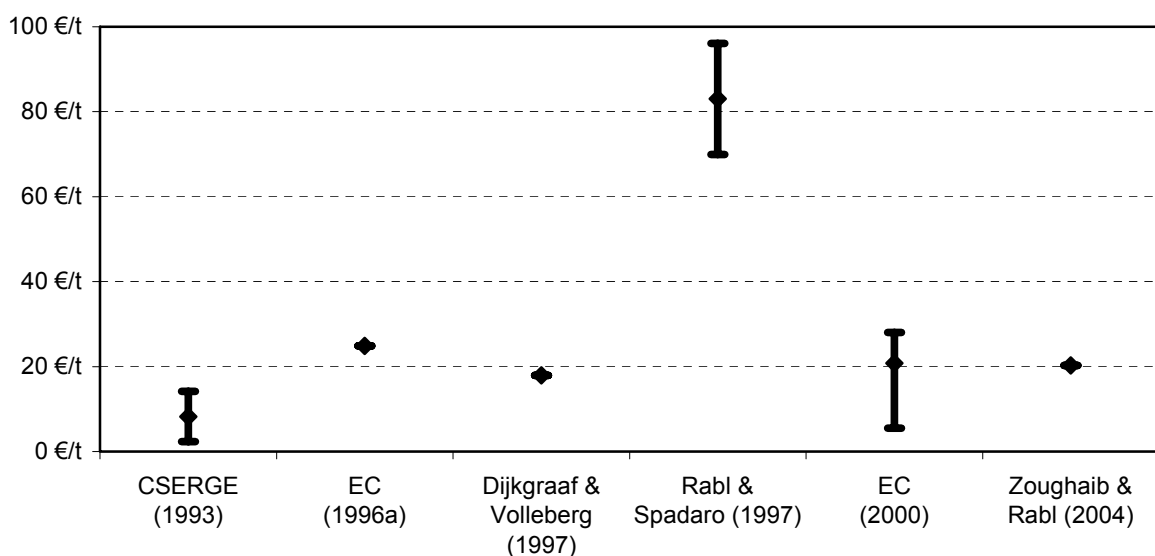
¹² Friedrich, Rabl et Spadaro, *Quantification des coûts de la pollution atmosphérique : le projet ExternE de la Communauté Européenne*, numéro spécial bilingue de la revue *Pollution Atmosphérique*, coordonné par A. Rabl, 184p, Paris, décembre 2001.

¹³ Commissariat Général du Plan, *Transport : choix des investissements et coût des nuisances*, rapport du groupe présidé par Marcel Boiteux, juin 2001.

Conclusion :

Enfin, si l'on écarte **Rabl et Spadaro (1997)** (qui surestime les impacts du fait de la localisation de l'incinérateur étudié), on peut retenir, pour le coût externe de la pollution atmosphérique (locale et globale) liée à l'incinération des déchets, une valeur comprise entre 18 et 25 €/t. Il est intéressant de noter que les impacts prépondérants sont ceux liés au CO₂ et aux NO_x et que le coût des émissions de dioxines et de métaux lourds est négligeable. Notons également, que si le coût unitaire du CO₂ dépasse les 20 €/t, la fourchette ci-dessus n'est plus valable.

Figure 4 : coût externe (traduit en euros constants 2000) de la pollution locale et globale (effet de serre) liée à l'incinération des déchets pour des installations respectant les normes de la directive 2000/76/CE, selon différentes études.



3. Nuisances pour les riverains des sites (coût externe)

Contrairement aux nuisances dues aux décharges, il apparaît très difficile, dans le cas de l'incinération de distinguer strictement le coût des nuisances causant des désagréments aux riverains, du coût de la pollution atmosphérique. En effet, la monétarisation des nuisances se fonde sur des études d'évaluation contingente ou de prix hédonistes, lesquelles s'appuient sur la perception des riverains. Or la pollution de l'air, et en particulier les dioxines, est tellement présente dans les débats sur l'incinération, qu'il ne serait pas réaliste d'imaginer que les riverains n'en tiennent pas compte dans leurs réponses aux questionnaires d'évaluation contingente ou dans leurs achats immobiliers.

Cette remarque explique peut-être pourquoi aucune étude de monétarisation des nuisances des incinérateurs n'a été identifiée. L'utilisation de la valeur obtenue dans le cas des décharges (entre 1 et 2 €/t) semble constituer un moindre mal, dans l'attente de valeurs spécifiques. Le recouvrement ou non de celles-ci avec le coût de la pollution atmosphérique devra, en tout état de cause, être analysé avec attention.

Concernant le syndrome NIMBY dans le cas de l'incinération, les mêmes commentaires peuvent être faits que pour les décharges.

4. Economie de ressources énergétiques (avantage externe)

L'incinération avec récupération d'énergie est une source d'énergie renouvelable. Comme dans le cas de la décharge, et indépendamment de l'évitement des pollutions liées à la production d'énergie à partir de ressources épuisables, la simple économie de ces ressources représente un bénéfice. Celui-ci est partiellement comptabilisé dans le prix de vente de l'énergie, mais il peut subsister une externalité en cas de marchés imparfaits.

Comme dans le cas des décharges, aucune évaluation de cet avantage externe n'a pu être identifiée dans le cadre des études propres au secteur des déchets.

5. Economie de ressources naturelles : matières premières (avantage externe)

L'incinération permet de récupérer certains métaux dans les mâchefers. Ainsi, **Dijkgraaf et Volleberg (1997)** estiment que l'incinération des déchets permet de récupérer 1,6 kg d'aluminium et 34 kg de fer par tonne de mâchefers¹⁴. Le recyclage de ces métaux permet d'économiser des matières premières vierges. Comme pour l'économie de ressources énergétiques, l'externalité visée ici est liée au caractère épuisable de ces matières premières vierges et à la prise en compte imparfaite de ce caractère épuisable dans leur prix de marché. Il ne s'agit pas de considérer les pollutions évitées (cf. paragraphe suivant) par le recyclage.

Par ailleurs, la valorisation des mâchefers en travaux publics (sous-couches routières) permet d'économiser d'autres matériaux de remblai.

Nous n'avons recensé aucune étude propre au secteur des déchets fournissant une estimation monétaire de ces avantages externes. Des recherches complémentaires mériteraient d'être menées afin d'identifier d'éventuelles études du secteur des ressources naturelles.

6. Pollution évitée (avantage externe)

Lorsque les usines d'incinération sont équipées d'un système de récupération d'énergie, celles-ci sont à l'origine d'un avantage externe lié à l'évitement des pollutions émises par les autres modes de production d'énergie. Par ailleurs, le recyclage des métaux récupérés dans les mâchefers permet d'éviter les émissions liées à l'utilisation de matière première vierge (cf. chapitre sur le recyclage pour la revue des études correspondantes).

Les évaluations de **EC (2000)** sont réalisées sur la base de deux hypothèses relatives à la source d'énergie substituée, comme le montre le Tableau 3. S'il s'agit du charbon, les bénéfices externes sont très importants, traduisant les impacts élevés de la production d'énergie par les centrales au charbon.

Tableau 3 : bénéfice externe de la pollution évitée par la valorisation énergétique, selon **EC (2000)**.

	Source d'énergie substituée	
	charbon	fioul
Cogénération électricité + chaleur	71 €/t	37 €/t
Valorisation électrique uniquement	21 €/t	14 €/t

EC (1996a) fonde ses estimations sur les coefficients d'émission de **Eyre (1991)** lorsque la source d'énergie substituée est supposée être le charbon et de **White et al. (1995)** lorsque l'énergie récupérée est substituée à un mix énergétique moyen européen. Dans le cas d'une valorisation électrique, **EC (1996a)** évalue l'avantage externe pour la France à 55,3 €/t dans le

¹⁴ Une tonne d'ordures ménagères incinérées génère en moyenne 250 kg de mâchefers.

cas de la substitution au charbon et 12 €/t dans le cas où la source d'énergie substituée est le mix moyen européen.

Les estimations réalisées dans **CSERGE (1993)** sont reprises dans **Baudry (2000)**. Le bénéfice externe de la pollution évitée est estimé à 12,4 €/t (fourchette : de 8,6 à 19,6 €/t). Notons toutefois que peu d'hypothèses sous-jacentes sont précisées. En particulier, le mode et le taux de valorisation ne sont pas précisés. En revanche, nous savons que ces estimations supposent que la source d'énergie substituée soit le charbon.

Rabl et Spadaro (1997) évaluent le bénéfice de la pollution évitée pour deux hypothèses sur la source d'énergie substituée : s'il s'agit de gaz naturel, le bénéfice est compris entre 16 et 24 €/t selon que l'on inclue ou non les gaz à effet de serre ; s'il s'agit de pétrole, il est compris entre 82 et 94 €/t. Lorsque l'effet de serre est pris en compte, la valeur unitaire retenue pour une tonne de CO₂ est de 18 €.

Zoughaib et Rabl (2004) font plusieurs estimations selon le mode de valorisation (électrique ou cogénération) et la source d'énergie substituée (cf. Tableau 4). L'efficacité énergétique de l'incinérateur est également un paramètre important dans la quantification de la pollution évitée.

Tableau 4 : bénéfice externe de la pollution évitée par la valorisation énergétique, selon **Zoughaib et Rabl (2004)**.

Mode de valorisation	source d'énergie substituée		Bénéfice externe
	pour la chaleur	pour l'électricité	
Cogénération	50% gaz 50% fioul	50% charbon 50% fioul	14 €/t
	fioul	nucléaire	11,5 €/t
Valorisation électrique	-	50% charbon 50% fioul	9,1 €/t
	-	nucléaire	0 €/t

Dijkgraaf et Volleberg (1997) estiment l'avantage externe de la pollution évitée par les incinérateurs à 21,9 €/t. Rappelons qu'ils retiennent 4,7 €/t dans le cas des décharges. La différence entre ces deux valeurs provient de la plus grande productivité énergétique d'un incinérateur. **Dijkgraaf et Volleberg (1997)** expliquent en effet qu'un incinérateur permet de récupérer 576 kWh par tonne de déchets en électricité tandis qu'une tonne de déchets mise en décharge ne fournit que 122 kWh en moyenne (soit un rapport de 1 à 4,7).

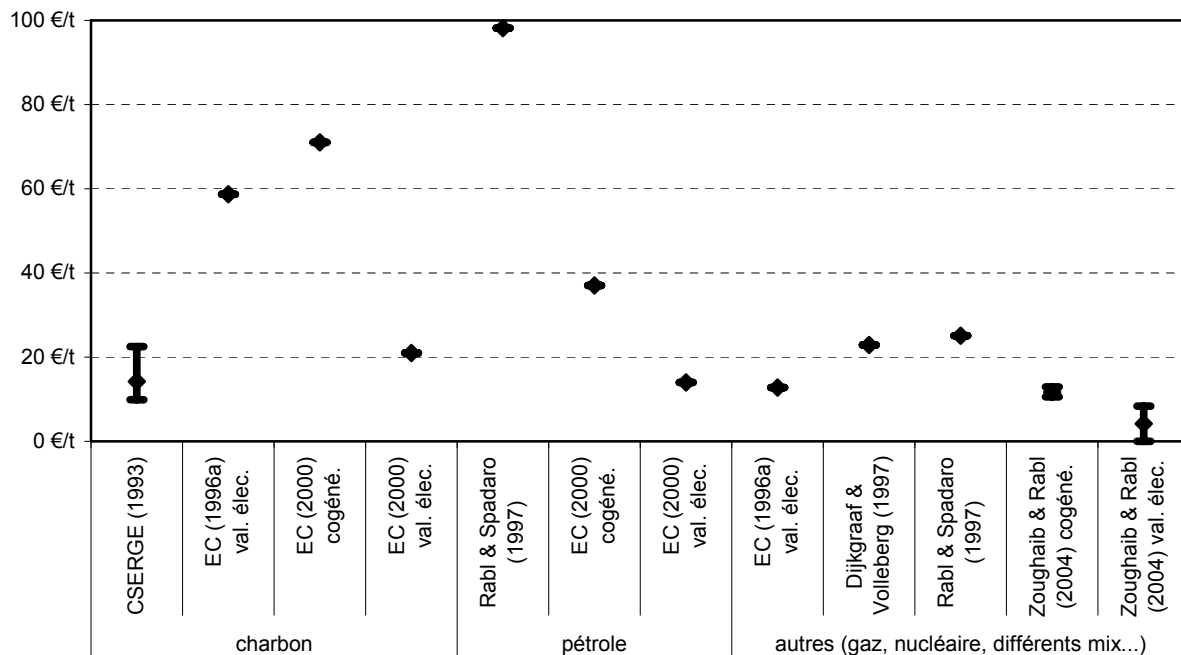
Commentaire :

*Concernant la monétarisation de la pollution évitée par la valorisation énergétique, les résultats des études recensées ne sont pas convergents (cf. Figure 5). Comme le souligne **Planistat (2003)**, le choix de la source d'énergie substituée n'en est pas la seule explication. Le mode de valorisation et l'efficacité énergétique sont des paramètres qui influencent également les résultats. Il est donc difficile de donner une valeur approximative générale.*

Conclusion :

Néanmoins, dans une optique d'évaluation des effets externes de l'incinération en général, la source d'énergie substituée peut être considérée comme étant un mix moyen de différents modes de production énergétique. Dans ce cas, une fourchette de 10 à 25 €/t peut être retenue. Les émissions évitées de SO₂ comptent pour plus de la moitié dans le bénéfice externe total. Avec un coût unitaire d'environ 20 €/t, le CO₂ compte pour près d'un tiers.

Figure 5 : bénéfice externe (traduit en euros constants 2000) de la pollution évitée grâce à la valorisation énergétique des déchets incinérés, selon les études et selon la source d'énergie substituée.



VI – LE TRI ET LE RECYCLAGE

1. Pollution locale et globale (coût externe)

Le recyclage est une opération industrielle qui se déroule dans différentes installations, selon le type de déchet recyclé. Par exemple, le recyclage des ferrailles a lieu dans les fours sidérurgiques. Ces opérations présentent des pollutions (locale et globale ; de l'air, de l'eau et des sols) qui représentent un coût externe pour la filière tri – recyclage. Ces impacts sont propres à chaque type d'industrie concerné et ne sont pas toujours spécifiques du recyclage. Ainsi, la pollution générée par l'activité sidérurgique ne dépend pas du caractère recyclé ou non des métaux entrant dans le cycle de production. Dans ce cas, la prise en compte de cette externalité n'influence pas la question de l'arbitrage entre la filière recyclage et une autre filière de traitement des déchets (incinération ou stockage). Toutefois, pour les types de déchets dont le recyclage nécessite des process spécifiques (les piles et accumulateurs par exemple), ce coût externe doit être pris en compte.

2. Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur (coût externe)

Le recyclage-matière des déchets ménagers implique une séparation de ces déchets à la source, c'est-à-dire dans chaque foyer. Certains économistes considèrent que le tri monopolise une partie du temps libre des ménages, ils lui attribuent par conséquent un coût d'opportunité. Cet argument est recevable au moins pour le tri en apport volontaire, qui requiert le déplacement du citoyen jusqu'au conteneur.

En considérant que le recyclage requiert entre 15 à 45 minutes par semaine, soit 1 à 3 heures par mois pour chaque ménage, **Anni Huhtala (1995)** évalue – sur la base du salaire finlandais moyen en 1992 – le coût d'opportunité du recyclage entre 51,2 et 155,4 euros par an et par ménage. Comme les ménages français produisent actuellement en moyenne 170 kg de déchets recyclés (collectés via les déchèteries, les points d'apport volontaire et les collectes

sélectives au porte-à-porte), le coût d'opportunité du tri s'établit entre 301 et 914 € par tonne de déchets recyclés.

Bruvoll (1998) fournit une autre estimation de ce coût. L'auteur reprend l'estimation réalisée par **DeLong (1994)** qui suppose qu'un ménage passe en moyenne 15 minutes par semaine à trier et que le revenu moyen horaire est de 6,6 €. Sous ces hypothèses, **DeLong (1994)** estime le coût d'opportunité du tri entre 36 et 214 €/t.

Commentaire :

Compte tenu des montants très élevés indiqués ci-dessus, leur prise en compte doit être considérée avec prudence. En effet, le temps passé à trier ses déchets peut facilement être surestimé : à la limite, il n'est pas plus long de jeter des emballages dans la poubelle recyclable que dans la poubelle traditionnelle, en cas de collecte au porte à porte. La question est différente pour les déchèteries et les points d'apport volontaire. Par ailleurs, notons que ce qui importe est le temps supplémentaire que nécessite le recyclage par rapport à la mise en décharge ou à l'incinération.

Conclusion :

Dans l'attente d'évaluations plus fiables, nous ne retiendrons pas de valeur pour le coût d'opportunité du tri.

3. Nuisances pour les riverains des sites (coût externe)

Un centre de tri, par exemple, est une source de désagréments environnementaux locaux au même titre que n'importe quelle usine. Les installations de recyclage ne sont que rarement dédiées au recyclage. Il n'apparaît donc légitime que de comptabiliser les nuisances liées aux seules installations spécifiques au recyclage.

Aucune étude n'a pu être identifiée pour monétariser ce coût externe. L'utilisation des valeurs obtenues pour les décharges semble ici difficile, tant le type de désagréments est différent.

Bien qu'a priori moins prégnant que dans le cas de l'incinération ou de la mise en décharge, le syndrome NIMBY n'est pas absent de la filière tri – recyclage. Les centres de tri et les déchèteries sont de plus en plus difficiles à implanter. Les mêmes commentaires peuvent être faits que pour le cas des décharges et des incinérateurs.

4. Réduction du caractère polluant des déchets (avantage externe)

L'organisation du tri des déchets ménagers spéciaux (piles, médicaments, produits de bricolage...) permet de limiter la toxicité des déchets résiduels qui partent en incinérateur ou en décharge. Il s'agit donc là d'un avantage externe de la filière tri – recyclage. Par exemple, les décideurs publics justifient la collecte sélective des piles et accumulateurs avant tout par la limitation des impacts des incinérateurs et des décharges.

Aucune étude identifiée n'a évalué cet avantage. Pourtant, dans le cas des déchets ménagers spéciaux, celui-ci peut s'avérer significatif.

5. Economie de ressources énergétiques (avantage externe)

Les procédés de recyclage consomment généralement beaucoup moins d'énergie que la fabrication à partir de matière première vierge (cf. Tableau 5). La simple économie des ressources énergétiques épuisables peut représenter un avantage externe si leur prix ne reflète pas parfaitement leur caractère épuisable.

Comme dans le cas des décharges et des incinérateurs, aucune évaluation de cet avantage externe n'a pu être identifiée dans le cadre des études propres au secteur des déchets.

Tableau 5 : ratios type des économies d'énergie permises par le recyclage.

Economies réalisées par le recyclage d'une tonne ...	Energie (kg d'équivalent pétrole)
...de verre	80
...de papier-carton	200 à 400
...de plastique (PVC)	400
...de ferrailles	220 à 270
...d'aluminium	4762
...d'huile usagée	850

Source : ADEME (1993), p.15.

6. Economie de ressources naturelles : matières premières (avantage externe)

Un autre avantage environnemental du recyclage réside dans la boucle fermée qu'il représente : s'il est nécessaire de prélever des ressources naturelles dans l'environnement au départ, le recyclage permet ensuite de réutiliser certains produits issus de la consommation en les réintroduisant dans le circuit de production, limitant ainsi le recours ultérieur à l'extraction de nouvelles ressources naturelles¹⁵. Une économie des matières premières vierges est ainsi réalisée (cf. Tableau 6). Indépendamment de la pollution évitée par la substitution par des matières premières secondaires (cf. paragraphe suivant), il existe une externalité liée au caractère épuisable des matières premières vierges et à l'imparfaite internalisation de ce caractère épuisable dans leur prix de marché.

Tableau 6 : ratios type des économies de matières premières permises par le recyclage.

Economies réalisées par le recyclage d'une tonne ...	Matières premières ¹⁶ (tonnes)
...de verre	1,2
...de papier-carton	1,7 à 2,4
...de plastique (PVC)	1,4
...de ferrailles	-
...d'aluminium	-
...d'huile usagée	1,5

Source : ADEME (1993), p.15.

Aucune étude, propre au secteur des déchets, fournissant une estimation monétaire de cet avantage externe n'a pu être identifiée. Mais il serait intéressant de mobiliser d'éventuels travaux réalisés dans le secteur des marchés des matières premières.

7. Pollution évitée (avantage externe)

L'utilisation de matériaux issus du recyclage est bien souvent moins polluante que la fabrication à partir de matière première vierge. Par exemple, l'ensemble des coûts

¹⁵ Il est toutefois difficile de comptabiliser cet avantage environnemental par tonne de déchets recyclés du fait du mélange des matières premières au sein de certains minerais.

¹⁶ Ainsi, il faut 1,2 tonnes de matières premières vierges pour produire autant de verre qu'avec 1 tonne de verre recyclé.

environnementaux liés à l'extraction de la matière première vierge et à son raffinage, sont évités.

D'après **Planistat (2003)**, les externalités liées au « tri en vue d'un recyclage » sont analysées dans **EC (1996a)** et **Baudry (2000)**.

Baudry (2000) explique qu'il est difficile de comptabiliser cet avantage environnemental en raison du mélange des matériaux. Elle ne définit donc pas cette valeur monétaire. Elle cite néanmoins une autre étude (**Bruvoll [1996]**). Nous ne l'avons cependant pas retenue car elle ne considère que deux matériaux : le papier-carton et le plastique.

EC (1996a) fournit une estimation monétaire de ces externalités. Pour la France, il estime les bénéfices du recyclage entre 282 et 303 €/t de déchets recyclables (tous matériaux confondus) selon le mode de collecte. L'écart entre ces deux valeurs s'explique par des performances de captage des matériaux et des taux de refus différents selon le mode de collecte retenu. Notons que les résultats sont obtenus à partir de données sur les émissions évitées de la transformation de matière vierge. De nombreuses hypothèses ne sont pas précisées¹⁷. Nous ignorons en particulier les valeurs unitaires des dommages par polluant émis retenues pour la monétarisation des bénéfices externes résultant des économies d'énergie.

Tableau 7 : bénéfice externe du recyclage pour différents matériaux.

Bénéfice externe du recyclage d'une tonne ...	
...de verre	344 à 370 €/t
...de papier	121 à 130 €/t
...de plastique rigide	85 à 91 €/t
...de films plastiques	- 30 à - 28 €/t
...de métaux ferreux	520 à 558 €/t
...de métaux non-ferreux	1624 à 1745 €/t
...de textiles	116 à 124 €/t
Ensemble	282 à 303 €/t

Source : Planistat (2003), d'après EC (1996a)

Sur la base d'une analyse de sensibilité (réalisée pour le Royaume-Uni), qui met en évidence les variations du bénéfice externe en fonction du matériau recyclé, **EC (1996a)** évalue les bénéfices liés au recyclage de chacun des matériaux. **Planistat (2003)** transpose ce calcul à la France et obtient les valeurs présentées dans le Tableau 7. Les auteurs précisent que « ces estimations doivent être considérées avec d'autant plus de précaution qu'elles résultent de la simple extrapolation des résultats de l'analyse de sensibilité britannique au cas français ».

Commentaire :

*L'évaluation des externalités positives dues à la pollution évitée par le recyclage ne repose finalement que sur une seule évaluation (au moins pour les effets physiques) ; il s'agit de **EC (1996a)**. Il est donc difficile de se prononcer sur la validité de ces résultats. Mais l'importance des bénéfices externes qu'ils suggèrent, milite pour la conduite d'autres travaux d'évaluations, qui permettraient de confirmer ou d'infirmer ces valeurs.*

¹⁷ Les auteurs précisent uniquement que le verre, les métaux ferreux et l'aluminium recyclés sont supposés remplacer des matériaux vierges identiques ; les taux de pertes lors de la transformation des matériaux sont de 3% pour le verre, 8,2% pour les métaux ferreux, 5% pour l'aluminium. Un taux de 18% est retenu pour le papier. Pour les plastiques, les pertes sont de 5 et 15% respectivement pour le polyéthylène basse (PEBD) et haute densité (PEHD). Enfin, il est supposé que l'électricité utilisée lors de la fabrication de papier (recyclé ou non) est produite à partir de combustibles fossiles.

Conclusion :

*Dans l'attente d'études d'évaluations supplémentaires, nous retiendrons les valeurs données par **EC (1996a)**, tout en restant conscient de leur fragilité. D'éventuelles études des secteurs de l'extraction et du raffinage des matières premières vierges, pourraient utilement être mobilisées pour améliorer la connaissance de la pollution évitée par le recyclage.*

8. Demande sociale (avantage externe)

Selon **Huhtala (1997)** l'acte même de recycler procure aux citoyens un sentiment d'achèvement qui les remplit d'enthousiasme pour le tri, la « joie de recycler ». Dans sa thèse publiée en 1995, Anni Huhtala évaluait la demande sociale pour le recyclage (consentement à payer) à 117,5 € par ménage et par an. En reprenant l'hypothèse selon laquelle chaque ménage produit 170 kg de déchets recyclés par an, la demande sociale pour le recyclage peut être évaluée à 691 €/t de déchets recyclés.

Planistat (2003) estime cependant que cette demande sociale exprime justement le fait que des externalités positives sont souvent associées au recyclage par rapport aux autres types de traitement. En raison d'un risque de double compte avec les effets décrits précédemment, ce rapport fait le choix, pertinent, de ne pas prendre en compte ce type d'effet.

Conclusion :

L'existence d'une demande sociale en faveur du recyclage tire très directement son origine des bénéfices environnementaux du recyclage. Le risque de double compte avec les bénéfices externes liés à la pollution évitée est très élevé et nous conduit à ne pas tenir compte de cette demande sociale.

VII – LE COMPOSTAGE

D'après **Planistat (2003)**, les externalités liées au compostage sont là encore analysées uniquement dans **EC (1996a)** et **Baudry (2000)**. Tout comme pour le module tri/recyclage, on ne peut que souligner le manque d'informations disponibles.

1. Pollution locale et globale (coût externe)

EC (1996a) prend en compte uniquement les externalités de la pollution de l'air due à la production de l'énergie utilisée dans les installations de compostage. Cette étude estime cette externalité entre 3,1 et 3,3 €/t pour la France.

2. Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur (coût externe)

Le compostage implique une séparation à la source des déchets fermentescibles. Comme dans le cas du recyclage, ce tri monopolise une partie du temps libre des ménages et constitue ainsi un coût d'opportunité. Aucune étude spécifique au compostage sur ce coût d'opportunité n'a pu être identifiée. Une grande part du compostage est réalisée à partir de déchets verts, souvent collectés en déchèteries. Le temps de déplacement du citoyen pour y apporter ses déchets doit donc aussi être pris en compte. Ainsi, le coût d'opportunité du tri en vue de compostage est probablement différent de celui du tri en vue de recyclage.

3. Nuisances pour les riverains des sites(coût externe)

Comme toute installation industrielle, un centre de compostage est source de désagréments environnementaux locaux (odeurs en particulier). Aucune étude n'ayant pu être identifiée pour monétariser ce coût externe, il est possible de se contenter de la valeur obtenue

dans le cas des décharges (entre 1 et 2 €/t). En effet, comme dans le cas des décharges, les odeurs semblent être la principale nuisance.

Les mêmes remarques que précédemment peuvent être faite concernant le syndrome NIMBY dans le cas du compostage.

4. Réduction du caractère polluant des déchets (avantage externe)

Nous avons vu que le principal impact environnemental de la décharge est l'émission de gaz à effet de serre (méthane), provenant de la décomposition des déchets organiques. La collecte sélective et le compostage de la fraction fermentescible des ordures ménagères permet donc de limiter cet impact. Il s'agit d'un avantage externe de la filière compostage.

Aucune étude n'a été identifiée permettant d'évaluer cet avantage.

5. Economie de ressources naturelles : matières premières (avantage externe)

Le compost produit à partir de déchets peut être utilisé en substitution d'engrais minéraux. Ceux-ci sont fabriqués à partir de ressources fossiles (pétrole). Ainsi, comme dans le cas du recyclage (et dans une moindre mesure de l'incinération), le compostage permet une économie de ressources naturelles épuisables.

Aucune étude fournissant une estimation monétaire de cet avantage externe n'a pu être identifiée.

6. Pollution évitée (avantage externe)

Le compostage permet d'éviter la production d'engrais minéraux. Or celle-ci est source de pollution. Comme dans le cas des autres modes de traitement des déchets, cette pollution évitée est un avantage externe du compostage.

Le maintien, voire l'amélioration, de la richesse des sols peut également être considéré comme une pollution évitée. En effet, l'utilisation d'engrais minéraux peut conduire à une dégradation de la qualité des sols. Leur substitution par du compost permet d'éviter cet appauvrissement. Néanmoins, l'acheteur de compost est également celui qui bénéficie (au moins en partie) de cet enrichissement des sols. Celui-ci est donc, pour partie, internalisé dans le prix d'achat.

Aucune étude évaluant ces avantages externes n'a pu être identifiée.

7. Demande sociale (avantage externe)

A la suite de **Baudry (2000)**, nous reprenons l'étude de **Huhtala (1995)** pour estimer la « joie de composter » à 691 €/t de déchets compostés.

Comme dans le cas du recyclage, il existe un risque de double compte avec les bénéfices externes liés à la pollution évitée, ce qui nous conduit à ne pas tenir compte de cette demande sociale.

VIII – SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Le Tableau 8 synthétise l'ensemble des valeurs monétaires des externalités liées à la gestion des déchets que nous venons de recenser. Il met en évidence le nombre élevé de valeurs manquantes et la fiabilité insuffisante de plusieurs valeurs parmi celles retenues. En particulier, le nombre d'études françaises reste extrêmement limité.

Tableau 8 : synthèse de la connaissance des coûts et bénéfices environnementaux des différentes filières de gestion des déchets (en euros constants 2000).

Coûts externes		Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incineration avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Impact environnemental de la collecte et du transport		10 – 13 €/t (*)	10 – 11 €/t (*)	16 – 17 €/t (*)	16 – 21 €/t (*)
Irréversibilité		0,01 €/t (*)	i. i.		
Pollution locale	Sol			i. i.	i. i.
	Eau	i. n.		i. i.	i. i.
	Air	1 €/t	18 – 25 €/t	i. i.	3,1 – 3,3 €/t (*)
Pollution globale (effet de serre)		4 – 9 €/t		i. i.	
Risques de pollution et d'impact sur la santé à long terme	Air				
	Eau	0,8 – 1,2 €/t (*)			
	Sol				
Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur				i. s.	i. s.
Nuisances		1 – 2 €/t	1 – 2 €/t (*)	i. i.	1 – 2 €/t (*)
Refus social (Syndrome NIMBY)		i. i.	i. i.	i. i.	i. i.
Avantages externes		Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incineration avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Réduction du caractère polluant des déchets				i. i.	i. i.
Economie de ressources énergétiques		i. n.	i. s.	i. s.	i. i.
Economie de ressources naturelles : matières premières			i. i.	i. s.	i. i.
Pollution évitée		2 – 5 €/t	10 – 25 €/t	299 – 322 €/t ¹⁸ (*)	i. i.

i. i. : valeur inconnue, importance inconnue ;

i. n. : valeur inconnue, importance négligeable ;

i. s. : valeur inconnue, importance significative ;

(*) : valeurs peu fiables (résultant d'une seule étude ou d'un transfert de valeur).

¹⁸ Cette valeur élevée correspond au bénéfice externe du recyclage d'une tonne de matériau recyclable. Ramené à une tonne de déchets bruts, ce bénéfice est moindre car tous les déchets ne sont pas recyclables.

Concernant la mise en décharge, les impacts de la collecte et du transport, ainsi que l'émission de gaz à effet de serre sont les principaux effets externes. L'irréversibilité liée à l'occupation du sol peut représenter un coût non négligeable, mais la valeur indiquée dans le tableau est peu fiable, car elle résulte d'un calcul grossier. Même si les rares études existantes avancent des valeurs relativement faibles, une incertitude forte pèse sur le coût du risque de pollution à long terme des eaux et des sols.

Les impacts prépondérants de l'incinération sont ceux générés par la pollution atmosphérique, locale et globale, ainsi que ceux évités grâce à la valorisation énergétique. Il s'agit aussi des impacts les mieux connus, grâce notamment au projet européen ExternE. Il semble que le coût externe de la pollution de l'air (locale et globale) soit assez bien compensé par le bénéfice externe de la valorisation énergétique. Ce dernier est toutefois très sensible à l'hypothèse faite sur la source d'énergie substituée, sur laquelle aucun consensus ne se dégage des études recensées. L'impact de la pollution atmosphérique locale dépend bien sûr de la densité de population autour de l'incinérateur. Avec les nouvelles normes d'émissions entrant en vigueur fin 2005, il est intéressant de noter que les polluants qui auront le plus lourd impact sont des polluants génériques (particules, NO_x, SO₂). Les polluants emblématiques, sur lesquels se cristallisent toutes les peurs (dioxines, métaux lourds), présenteront un coût externe négligeable.

Les externalités du recyclage et du compostage sont mal connues. Les bénéfices externes liés à la pollution évitée grâce au recyclage apparaissent extrêmement élevés (plus de 300 €/t), mais la fiabilité de ces valeurs est limitée, car elles proviennent d'une seule étude. Il semble néanmoins que la pollution évitée soit la justification essentielle, si ce n'est unique, des efforts réalisés en faveur du recyclage. La fiabilisation de ces valeurs apparaît donc prioritaire. Les études propres au secteur des matières premières vierges (externalités de l'extraction et du raffinage) sont des sources d'information utile, à mobiliser davantage.

Des efforts importants restent à mener pour combler les lacunes de la connaissance des coûts externes liés à la gestion des déchets et fiabiliser certaines valeurs. En particulier, la fiabilisation du bénéfice externe lié à la pollution évitée par le recyclage devrait être une priorité. Les impacts environnementaux directs des processus de recyclage et de compostage mériteraient d'être davantage connus, ainsi que ceux de la collecte (en apport volontaire ou en porte-à-porte). Enfin, des études sur le comportement de tri devraient permettre d'évaluer le coût d'opportunité lié au temps requis par le tri sélectif pour le citoyen.

ANNEXE 1 : BIBLIOGRAPHIE

ADEME (1993), *Les déchets en France – quelques chiffres clés*, Paris, janvier 1993.

Adler, K.J., Z.L. Cook, A.R. Ferguson, M.J. Vickers, R.C. Anderson, and R.C. Dower (1982), *The Benefits of Regulating Hazardous Disposal: Land Values as an Estimator*, Washington D.C.: US Environmental Protection Agency.

Baker B.P. (1982), *Land Values Surrounding Waste Disposal Facilities*, Department of Agricultural Economics, New York College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, New York.

Baudry R. (2000), *Service public, filière industrielle, coût sociaux du traitement des déchets ménagers. Quelle place pour le recyclage ?*, Thèse de Doctorat de l'Université Montpellier I – ADEME

Brisson I. E. (1996), *Assessing the “ waste hierarchy ” - a social cost-benefit analysis of MSW management in the European Union*, Communication, 7th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics (EAERE), June 27-29, 1996, Lisbon (Portugal), 27 p.

Bruvoll A. (1998), *The costs of alternative policies for paper and plastic waste*, Reports 98/2, Statistisk sentralbyrå- Statistics Norway, January 1998, Oslo (Norway).

CEMAGREF (2001) : *Evaluation des externalités engendrées par les décharges*, étude pour l'ADEME, Rapport final.

CSERGE (1993), *Externalities from Landfill and Incineration*, Report to the UK Department of the Environment, London: HMSO.

DEFRA (2003), *A study to estimate the disamenity costs of landfill in Great Britain*, final report, Department for Environment, Food and Rural Affairs, february 2003.

DeLong J. V. (1994), *Wasting away – Mismanaging municipal solid waste*, Environmental studies program, Competitive Enterprise Institute, Washington D. C.

Desaigues B., Rabl A., Spadaro J. V. (1998), *Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets: Une Analyse Coût-Bénéfice*, Environnement et Technique/Info-Déchets, n° 175 pp. 17-21.

Desvousges, W.H. & Smith, V.K. (1986), *The Value of Avoiding a LULU: Hazardous Waste Disposal Sites*, review of economics and statistics, 68, pp.93-99.

Dijkgraaf E. et Vollebergh H.R.J. (1997), *Incineration or dumping ? A model for social cost comparison of waste disposal*, Communication, 8th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economics (EAERE), June 26-28, Tilburg University (Netherlands).

EC (1996a) – European Commission, *Cost-benefit analysis of the different solid waste management systems : objectives and instruments for the year 2000*, Final Report to the European Commission, Office for Official Publications of the European Communities.

EC (1996b) – European Commission, *Economic Evaluation of the Draft Incineration Directive*, Report for the DG XI, Office for Official Publications of the European Communities.

EC (2000) – European Commission, *A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste*, Final Main Report for the DG Environment, Office for Official Publications of the European Communities.

ECON (1995), ECON Senter for økonomisk analyse (1995) : *Environmental costs of different types of waste (Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall)*. Final Report.

ExternE (1995), *Externalities of energy*. Vol.2 Methodology. European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development.

ExternE (1998), *Externalities of energy, new results*, to be published by ExternE Program of European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development.

ExternE (1999), *The evaluation of disamenities of waste disposal site*, Vol 9, pp. 503-516.

Gamble H.B., Downing R.H., Shortle J., Epp D.J. (1982), *Effects of Solid Waste Disposal Sites on Community Development and Residential Property Values*, Institute for Research on Land and Water Resources, the Pennsylvania State University.

Havlicek J., (1985), *Impacts of Solid Waste Disposal Sites on Property Values*, Environmental Policy: Solid Waste, Vol IV, eds. Tolley, Havlicek, Favian, Cambridge, MA: Ballinger.

Havlicek, J., Richardson R., Davies L. (1971), *Measuring the Impacts of Solid Waste Disposal Site Location on Property Values*, American Journal of Agricultural Economics, 53.

Huhtala A. (1995), *Is environmental guilt a driving force ? An economic study on recycling*, PhD thesis, University of California, Berkeley, Ed. Faculty of Social Sciences, University of Lapland (Finland), 125 p.

Huhtala A. (1997), *A post-consumer waste management model for determining optimal levels of recycling and landfilling*, **Nota di lavoro**, 84.97, Fondazione Eni Enrico Mattei, Milano (Italy).

Kohlhase J.E. (1991), *The Impact of Toxic Waste Sites on Housing Values*, Journal of Urban Economics, 30 (July), pp. 1-26.

MEDD/D4E (2004), *Consentement local à payer et localisation d'une décharge*, MV2 Conseil pour le Ministère de l'écologie et du développement durable, Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale.

Mendelsohn R., Hellerstein D., Huguenin M., Unsworth R., Brazee R. (1992), *Measuring Hazardous Waste Damages with Panel Models*, Journal of Environment and Management, 22, pp. 259-271.

Michaels R.G., Smith V.K. (1990), *Market Segmentation and Valuing Amenities with Hedonic Models: The Case of Hazardous Waste Sites*, Journal of Urban Economics, 28 (no 2), September, pp. 223-242.

Miranda M.L., Hale B. (1997), *Waste not, want not: the private and social costs of waste-to-energy production*, Energy Policy, 25 (6), pp. 587-600.

Nelson A.C., Genereux J., Genereux M. (1992), *Price Effects of Landfills on House Values*, Land Economics, 68 (4), November, pp. 359-365.

PLANISTAT (2003), *Analyse des coûts et de l'emploi des filières de traitement des déchets ménagers et assimilés*, Rapport pour le commissariat général du plan.

Rabl A., Spadaro J. V. (1997), Les coûts environnementaux de l'énergie. Partie 2A : Les coûts de la pollution due à l'incinération des déchets, Ecole des Mines/Centre d'Energétique, Rapport final ADEME.

Rabl A., Spadaro J. V., McGavran P. D. (1998), *Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs de déchets*, Déchets, Sciences et techniques, n° 9, pp. 4-22.

Zoughaib A. et Rabl A. (2004), *Impacts et coûts de la pollution due au traitement des déchets*, rapport final pour l'ADEME (décembre 2004).

ANNEXE 2 : INVENTAIRES DES VALEURS DONNEES PAR LA LITTERATURE

Inventaire des coûts externes liés à la gestion des déchets (en euros courants par tonne de déchets, sauf mention contraire).

Coûts externes		Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Impact environnemental de la collecte et du transport (pollution, effets sur la santé)		CSERGE (1993) Baudry (2000) EC (1996a)	CSERGE (1993) : 0,1 - 1,4 EC (1996a) : 10,5 - 12,6	CSERGE (1993) : 0,1 - 1,4 EC (1996a) : 10,4 - 11,4	Baudry (2000) : 0,15 - 2,1 EC (1996a) : 16,5 - 17,4	Baudry (2000) : 0,15 - 2,1 EC (1996a) : 15,6 - 21,2
Irréversibilité						
Pollution locale	Air	CSERGE (1993) RSM (1998) EC (1996b) EC (2000) R&S (1997) DRS (1998) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 0 EC (2000) : 0,02 - 0,2 Z&R (2004) : 1,4	CSERGE (1993) : 1,1 - 3,4 RSM (1998) : 22,3 - 25 EC (1996b) : 21 - 54 EC (2000) : 5 - 27 R&S (1997) : 15 - 72 DRS (1998) : 20 - 108 Z&R (2004) : 5,6		
	Eau	EC (1996b)	EC (1996b) : 0			
	Sol					
	Total	M&H (1997)	M&H (1997) : 16,4	M&H (1997) : 7 - 19,6		
Pollution globale (effet de serre)		CSERGE (1993), EC (1996a) EC (2000) R&S (1997) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 0,8 - 6,1 EC (1996a) : 1,2 - 2,5 EC (2000) : 1 - 14 Z&R (2004) : 2 - 23 9,6	CSERGE (1993) : 0,9 - 8,9 EC (2000) : 0,5 - 1 R&S (1997) : 15 - 40 Z&R (2004) : 16,4		
Pollution locale et globale (total)		D&V (1997) EC (1996a)	D&V (1997) : 5,5	D&V (1997) : 17,2 EC (1996a) : 23,4		EC (1996a) : 3,1 - 3,3

Coûts externes		Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Risques de pollution et d'impact sur la santé à long terme	Air					
	Eau	CSERGE (1993) Cemagref (2001)	CSERGE (1993) : 0 - 1,2 Cemagref (2001) : 0,8 - 1,2			
	Sol					
Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur		DeLong (1994) Huhtala (1995)			DeLong (1994) : 36 - 214 par an par ménage Huhtala (1995) : 51,2 - 155,4 par an par ménage	DeLong (1994) : 36 - 214 par an par ménage Huhtala (1995) : 51,2 - 155,4 par an par ménage
Nuisances		RDP (1991) D&S (1986) Medd/d4e (2004) DEFRA (2003)	RDP (1991) : 229 - 283 par an par ménage D&S (1986) : 450 - 675 par an par ménage Medd/d4e (2004) 0,14 - 0,7 DEFRA (2003) 2,4 - 3,5			
Refus social (Syndrome NIMBY)						

DRS : Desaignes , Rabl, Spadaro (1998) ; RSM : Rabl, Spadaro, et McGavran (1998) ; D&V : Dijkgraaf et Volleberg (1997) ; R&S : Rabl et Spadaro (1997) ; M&H : Miranda et Hale (1997) ; RDP : Roberts, Douglas et Park (1991) ; D&S : Desvousges et Smith (1986) ; Z&R : Zoughaib et Rabl (2004).

Inventaire des avantages externes liés à la gestion des déchets (en euros courants par tonne de déchets, sauf mention contraire).

Avantages externes	Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Réduction du caractère polluant des déchets					
Economie de ressources énergétiques					
Economie de ressources naturelles : matières premières					
Pollution évitée	CSERGE (1993) EC (1996a) EC (2000) R&S (1997) D&V (1997) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 0,9 - 2,5 EC (1996a) : 0,2 - 0,7 EC (2000) : 3 D&V (1997) : 1 - 10 D&V (1997) : 4,7	CSERGE (1993) : 8,9 - 19,6 EC (1996a): 12 - 55,3 EC (2000) : 21 - 71 R&S (1997) : 14 - 37 R&S (1997) : 16 - 24 D&V (1997) : 82 - 94 D&V (1997) : 21,9 Z&R (2004) : 0 - 14	EC (1996a) : 282 - 303	
Demande sociale	Huhtala (1997)			Huhtala (1997) : 117,5 par an par ménage	Huhtala (1997) : 117,5 par an par ménage

RSM : Rabl, Spadaro et McGavran (1998) ; D&V : Dijkgraaf et Volleberg (1997) ; R&S : Rabl et Spadaro (1997) ; Z&R : Zoughaib et Rabl (2004).

Inventaire des coûts externes liés à la gestion des déchets (en euros constants 2000 par tonne de déchets, sauf mention contraire).

Coûts externes		Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incineration avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Impact environnemental de la collecte et du transport (pollution, effets sur la santé)		CSERGE (1993) Baudry (2000) EC (1996a)	CSERGE (1993) : 0,11 - 1,6 EC (1996a) : 11,1 - 13,4	CSERGE (1993) : 0,11 - 1,6 EC (1996a) : 11 - 12,1	Baudry (2000) : 0,15 - 2,1 EC (1996a) : 17,5 - 18,5	Baudry (2000) : 0,15 - 2,1 EC (1996a) : 16,6 - 22,5
Irréversibilité						
Pollution locale	Air	CSERGE (1993) RSM (1998) EC (1996b) EC (2000) R&S (1997) DRS (1998) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 0 EC (2000) : 0,02 - 0,2 Z&R (2004) : 1,3	CSERGE (1993) : 1,3 - 3,9 RSM (1998) : 23 - 25,8 EC (1996b) : 22,3 - 57,3 EC (2000) : 5 - 27 R&S (1997) : 15 - 72 DRS (1998) : 20 - 108 R&S (1997) : 54,3 DRS (1998) : 13,5 - 68,4 Z&R (2004) : 5,2		
	Eau	EC (1996b)	EC (1996b) : 0			
	Sol					
	Total	M&H (1997)	M&H (1997) : 17,1	M&H (1997) : 7,3 - 20,5		
Pollution globale (effet de serre)		CSERGE (1993), EC (1996a) EC (2000) R&S (1997) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 0,9 - 7 EC (1996a) : 1,3 - 2,6 EC (2000) : 1 - 14 Z&R (2004) : 2 - 23 Z&R (2004) : 8,8	CSERGE (1993) : 1 - 10,2 EC (2000) : 0,5 - 1 R&S (1997) : 15,7 - 41,8 Z&R (2004) : 15,1		
Pollution locale et globale (total)		D&V (1997) EC (1996a)	D&V (1997) : 5,7	D&V (1997) : 18 EC (1996a) : 24,8		EC (1996a) : 3,3 - 3,5
Risques de pollution et d'impact sur la santé à long terme	Air					
	Eau	CSERGE (1993) Cemagref (2001)	CSERGE (1993) : 0 - 1,4 Cemagref (2001) : 0,8 - 1,2			
	Sol					

Coûts externes	Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Coût d'opportunité du tri pour le citoyen-trieur	DeLong (1994) Huhtala (1995)			DeLong (1994) : 40,2 - 239,2 par an par ménage Huhtala (1995) : 55,6 - 168,9 par an par ménage	DeLong (1994) : 40,2 - 239,2 par an par ménage Huhtala (1995) : 55,6 - 168,9 par an par ménage
Nuisances	RDP (1991) D&S (1986) Medd/d4e (2004) DEFRA (2003)	RDP (1991) : 283 - 350 par an par ménage D&S (1986) : 727 - 1091 par an par ménage Medd/d4e (2004) 0,13 - 0,6 DEFRA (2003) 2,3 - 3,3			
Refus social (Syndrome NIMBY)					

DRS : Desaignes , Rabl, Spadaro (1998) ; RSM : Rabl, Spadaro, et McGavran (1998) ; D&V : Dijkgraaf et Volleberg (1997) ; R&S : Rabl et Spadaro (1997) ; M&H : Miranda et Hale (1997) ; RDP : Roberts, Douglas et Park (1991) ; D&S : Desvousges et Smith (1986) ; Z&R : Zoughaib et Rabl (2004).

Inventaire des avantages externes liés à la gestion des déchets (en euros constants 2000 par tonne de déchets, sauf mention contraire).

Avantages externes	Sources	Mise en décharge (avec récupération d'énergie)	Incinération avec récupération d'énergie	Tri / recyclage	Compostage
Réduction du caractère polluant des déchets					
Economie de ressources énergétiques					
Economie de ressources naturelles : matières premières					
Pollution évitée	CSERGE (1993) EC (1996a) EC (2000) R&S (1997) D&V (1997) Z&R (2004)	CSERGE (1993) : 1 - 2,9 EC (1996a) : 0,2 - 0,7 EC (2000) : 3 D&V (1997) : 1 - 10 D&V (1997) : 4,9	CSERGE (1993) : 10,2 - 22,5 EC (1996a): 12,7 - 58,7 EC (2000) : 21 - 71 R&S (1997) : 14 - 37 R&S (1997) : 16,7 - 25,1 85,6 - 98,2 D&V (1997) : 22,9 Z&R (2004) : 0 - 12,9	EC (1996a) : 299 - 322	
Demande sociale	Huhtala (1997)			Huhtala (1997) : 122,7 par an par ménage	Huhtala (1997) : 122,7 par an par ménage

RSM : Rabl, Spadaro et McGavran (1998) ; D&V : Dijkgraaf et Volleberg (1997) ; R&S : Rabl et Spadaro (1997) ; Z&R : Zoughaib et Rabl (2004).

ANNEXE 3 : INDICES DES PRIX A LA CONSOMMATION

Le tableau ci-dessous présente les indices harmonisés des prix à la consommation (moyennes annuelles) utilisés pour la correspondance € courants → € constants.

1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
85,9	89,3	92,4	95,0	97,7	100,0	101,7
1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
103,0	104,3	106,2	108,6	110,8	113,0	115,3

source : Eurostat

ANNEXE 4 : LES METHODES DE MONETARISATION DES EXTERNALITES ENVIRONNEMENTALES

Cette annexe s'inspire du document de travail D4E 01-M01, Méthodologie de valorisation des biens environnementaux, rédigé par Sylvie SCHERRER. L'ensemble des citations de cette annexe en est extrait.

Les impacts environnementaux de la gestion des déchets se traduisent par des dommages subis par différents **biens environnementaux** (pollution des eaux, altération de la qualité de l'air, perte de biodiversité...). Il s'ensuit une modification de leur **valeur**. La monétarisation consiste à évaluer, en euros, cette perte de valeur. Mais « les ressources naturelles ne faisant majoritairement pas l'objet d'échanges sur un marché, il ne leur est associé aucun indicateur apparent de valeur », tel qu'un prix. « La difficulté d'attribuer une valeur à ces actifs tient également au fait qu'il s'agit de biens collectifs, non produits et donc sans coût direct de production ».

Par ailleurs, la notion de valeur est multiple et peut regrouper différentes catégories. « On distingue les **valeurs d'usage** et les **valeurs de non-usage**. Les valeurs d'usage se rapportent aux services fournis par le bien considéré, soit comme facteur de production [...], soit comme élément de la demande finale (santé, loisir). Les valeurs de non-usage renvoient, soit à des usages futurs que l'on veut préserver pour nous (**valeur d'option**) ou pour les générations futures (**valeur de legs**), soit à l'existence même du bien, indépendamment de tout usage présent ou à venir (**valeur d'existence**). Si, du point de vue théorique, on parvient à distinguer ces différents types de valeurs, en pratique, la sommation de ces valeurs est très délicate dans la mesure où l'on ne peut garantir l'indépendance des mesures réalisées ». Pour évaluer ces valeurs, plusieurs méthodes de monétarisation ont été développées.

La méthode **impact-pathways** s'appuie sur une modélisation de la diffusion des polluants dans les milieux naturels et de leurs impacts, essentiellement sur la santé humaine. Elle mobilise surtout des compétences physiques (sur le comportement des différentes molécules polluantes dans l'air, l'eau ou le sol) et sanitaires (sur l'impact de ces molécules sur la santé humaine). En fin de chaîne, la monétarisation consiste à utiliser des valeurs tutélaires pour la mortalité et la morbidité.

La méthode des **coûts de déplacement** « repose sur l'idée que les dépenses de transport engagées par les individus pour se rendre dans un site constituent leur consentement à payer pour visiter ce site ».

La méthode des **prix hédonistes** « part du constat que le prix de certains biens (logement par exemple) dépend de multiples caractéristiques dont certaines peuvent être environnementales. Un traitement économétrique des prix du marché peut alors permettre d'en extraire une valorisation implicite de l'aspect environnemental (proximité d'un parc naturel par exemple) ».

Les trois méthodes ci-dessus ne permettent d'appréhender que la valeur d'usage d'un bien environnemental, mais ne donnent aucune information sur sa valeur d'existence. Par exemple, dans le cas de la pollution atmosphérique, elles permettent de monétariser la perte de valeur de l'air, liée au fait que sa respiration provoque davantage de maladies. Mais, on peut penser que la société accorde également une certaine valeur au simple fait que l'air est pur, indépendamment de tout impact sanitaire. Cette valeur d'existence n'est pas mesurée par les méthodes précédentes.

« Lorsque ces méthodes d'observation ne sont pas possibles, il reste la possibilité d'interroger directement un échantillon d'individus sur leur consentement à payer pour bénéficier d'une amélioration de la qualité de l'environnement [...]. C'est la méthode d'**évaluation contingente**, qui revient à recréer artificiellement un marché qui n'existe pas [...]. Sa mise en oeuvre pose toutefois un certain nombre de problèmes importants et les résultats obtenus peuvent s'avérer fragiles car très dépendants de la démarche adoptée ». Cette méthode est censée appréhender la valeur totale d'un bien environnemental.

L'ensemble des méthodes précédentes a pour ambition de mesurer la valeur (ou en cas de dommages, la perte de valeur) d'un bien environnemental. Cette valeur peut alors être prise en compte dans des analyses coûts-avantages ou pour définir un niveau de taxation de la pollution.

Une dernière méthode est parfois utilisée, celle des **coûts de réparation**. Elle consiste à évaluer la perte de valeur d'un bien environnemental suite à une pollution, par les coûts nécessaires pour réparer cette pollution et restaurer la qualité environnementale initiale. Cette méthode doit être utilisée avec prudence, car elle mesure fondamentalement autre chose que la perte de valeur de l'actif naturel. Ainsi, si la question posée est de savoir s'il est souhaitable d'engager certaines dépenses pour restaurer un environnement dégradé, cette méthode est inopérante, puisqu'elle évalue systématiquement les dommages au niveau des coûts de réparation.

ANNEXE 5 : LISTE DES DOCUMENTS DE TRAVAIL PUBLIES**1. Etudes**

05 - E03	Modélisation du découplage des aides et environnement en agriculture Elsa LAVAL
05 - E02	Efficacité de la filière piles et accumulateurs Olivier ARNOLD
05 - E01	Les régulations environnementales ont-elles un effet sur le commerce extérieur de l'industrie française ? Nicolas RIEDINGER, Sébastien RASPILLER
04 - E10	Les politiques environnementales ont-elles un impact sur la croissance ? Nicolas RIEDINGER
04 - E09	Estimation des nuisances pour la collectivité générées par les éoliennes de Sigean Sébastien TERRA
04 - E08	Stratégies d'échantillonnage et modèles de comptage dans la méthode des coûts de transport Sébastien TERRA
04 - E07	Bien public global et instruments des politiques nationales unilatérales Christine CROS, Sylviane GASTALDO
04 - E06	Principe de précaution et décision médicale Dominique BUREAU, Emmanuel MASSE
04 - E05	Préservation des ressources globales et développement économique Dominique BUREAU
04 - E04	Evaluation du coût subi par EDF suite à une mesure en faveur de la vie piscicole sur la Dordogne Franck FREDEFON
04 - E03	Valorisation économique d'une amélioration de la qualité de l'eau de l'étang de Berre Franck FREDEFON
04 - E02	La prise en compte du changement technique endogène affecte-telle l'équivalence entre taxes et permis ? Gilles SAINT-PAUL

- 04 - E01 Les différences de sévérité environnementale entre pays influencent-elles les comportements de localisation des groupes français ?
Sébastien RASPILLER, Nicolas RIEDINGER
- 03 - E09 Evaluation économique des aménités récréatives d'un parc urbain : le cas du parc de Sceaux
Sylvie SCHERRER
- 03 - E08 Analyse économique de la rentabilité des filtres à particules sur les véhicules diesels neufs
Emmanuel MASSE
- 03 - E07 Note sur l'évaluation des infrastructures de transport et l'étalement urbain
Dominique BUREAU, Nicolas THOUVEREZ
- 03 - E06 Evaluation des bénéfices pour le public de la protection des espaces littoraux remarquables
Sylvie SCHERRER
- 03 - E05 Evaluation économique des aménités récréatives d'une zone humide intérieure : le cas du lac de Der
Sylvie SCHERRER
- 03 - E04 Exploration des engagements futurs en matière de changement climatique
Vincent VAN STEENBERGHE
- 03 - E03 Quels instruments pour une politique environnementale ?
Gilles SAINT-PAUL
- 03 - E02 Couverture des charges d'infrastructure et tarification de l'usage de la route
Isabelle ROVIRA, Martine PERBET
- 03 - E01 Les dommages visuels et sonores causés par les éoliennes : une évaluation par le consentement à payer des ménages dans le cas des éoliennes de Sigean
Sylvie SCHERRER
- 02 - E07 Pollutions atmosphériques transfrontières : mise en œuvre du protocole de Goteborg et de la directive plafonds
Daniel DELALANDE
- 02 - E06 Régulation du bruit à Roissy : efficacité et instruments économiques
Dominique BUREAU
- 02 - E05 Gisement d'énergie éolienne par région : quelques éléments d'éclairage économique
Sabine GUILLAUME
- 02 - E04 Les accords de Bonn et Marrakech : analyse quantitative et mise en perspective
Sandrine ROCARD, Eve ROUMIGUIERES

- 02 - E03 Typologie des modes de gestion des déchets ménagers par les collectivités locales
Anne-Claire BOITEL, Christine LAGARENNE
- 02 - E02 Evaluation économique des pertes d'usage dues aux tempêtes Lothar et Martin de décembre 1999 : le cas de la forêt de Fontainebleau
Sylvie SCHERRER
- 02 - E01 Régulation de la durée des contrats dans le secteur de l'eau
Patrick DERONZIER
- 01 - E07 Effet de serre document de base de la maquette SAGESSE
Eve ROUMIGUIERES
- 01 - E06 Déterminants de la consommation en produits de l'agriculture biologique
Sylvie SCHERRER
- 01 - E05 Effet de serre : quantification de l'effort économique par les parties du protocole de Kyoto
Eve ROUMIGUIERES
- 01 - E04 Déterminants des comportements de tri des ménages
Christine LAGARENNE, Séverine WILTGEN
- 01 - E03 Combinaison des instruments prix et quantités dans le cas de l'effet de serre
Boris COURNEDE, Sylviane GASTALDO
- 01 - E02 Politiques nationales de lutte contre le changement climatique et réglementation de la concurrence : le cas de la fiscalité
Jérôme RIEU
- 01 - E01 Effets économiques du Protocole de Kyoto : une maquette internationale
Jean-Pierre BERTHIER, Martin GUESPEREAU, Eve ROUMIGUIERES

2. Méthodes

- 05 - M03 L'utilisation des méthodes d'options réelles
Emmanuel MASSE, Stéphane GALLON
- 05 - M02 Guide pour l'élaboration de CCTP d'études de valorisation
Sébastien TERRA
- 05 - M01 Guide pour la mise en œuvre de la méthode des prix hédoniques
Sébastien TERRA
- 04 - M07 Maquette ECHEANCES : Epuisement des Combustibles selon Hotelling et Application Naturelle au Contingentement de l'Effet de Serre
Hélène OLLIVIER

- 04 - M06 Articulation entre quotas échangeables et mesures de gestion des ressources halieutiques : éléments pour l'évaluation économique d'aires marines protégées
Dominique BUREAU
- 04 - M05 Qu'est-ce qu'un marché de permis ? Adaptation du jeu de simulation de l'ENSAE à un marché de crédits « Azote »
- 04 - M04 Tourisme, loi littoral et économie de l'environnement
Dominique BUREAU
- 04 - M03 Fiches DPSEEA élaborées à partir du rapport final de la commission d'orientation pour le plan santé Environnement
Camille FEVRIER
- 04 - M02 Arbitrages intertemporels, risque et actualisation
Stéphane GALLON, Emmanuel MASSE
- 04 - M01 Le cycle de la prévention et de l'information sur les risques
Patrick MOMAL
- 03 - M03 La culture du risque et de la sûreté
Patrick MOMAL
- 03 - M02 Rapport du groupe de réflexion environnement et applications de l'espace
Bertrand GALTIER, Michel LEBLANC
- 03 - M01 Le système d'information environnementale français
Armelle GIRY
- 02 - M02 Santé environnement : problèmes et méthodes
Benoît VERGRIETTE
- 02 - M01 Intérêts et limites des variables biologiques en écotoxicologie aquatique
Patrick FLAMMARION
- 01 - M02 Indicateurs environnementaux : méthodes et utilisation pour l'évaluation des politiques publiques
Xavier DELACHE
- 01 - M01 Méthodologie de valorisation des biens environnementaux
Sylvie SCHERRER

3. Synthèses

- 05 - S02 Plan National d'Affectation des Quotas : retour d'expérience
Sébastien MERCERON
- 05 - S01 L'amiante, retour d'expérience
Grégoire LAGNY

- 04 - S07 Mécanismes économiques à l'œuvre sur la biodiversité dans les secteurs de l'agriculture, la forêt, l'eau, la pêche, le tourisme et les transports
Christine CROS
- 04 - S06 Evolution du régime d'indemnisation des catastrophes naturelles
Annie ERHARD-CASSEGRAIN, Emmanuel MASSE, Patrick MOMAL
- 04 - S05 Développement durable et aménagement routier : le cas de la RN88
Stéphanie ANTOINE
- 04 - S04 L'économie de l'effet de serre : point sur les engagements internationaux de lutte contre le changement climatique
Aurélien VIEILLEFOSSE
- 04 - S03 Entreprises et développement durable
Irène CABY
- 04 - S02 Références méthodologiques pour la prise en compte de l'environnement dans les projets routiers
Stéphanie ANTOINE
- 04 - S01 Déchets ménagers en France. Financement du service et recyclage : Exemples de travaux d'évaluation économiques utiles à la décision publique
Patrick DERONZIER, Olivier ARNOLD
- 03 - S06 L'évaluation des aménités et des dommages environnementaux
Sylvie SCHERRER
- 03 - S05 Les enseignements pour la France des régimes de responsabilité environnementale en vigueur à l'étranger : l'exemple des Etats-Unis et du Brésil
Catherine SCHLEGEL, Laurent VERDIER
- 03 - S04 Les engagements futurs dans les négociations sur le changement climatique
Séminaire D4E
- 03 - S03 Economie de l'environnement et décision publique
Dominique BUREAU
- 03 - S02 Biens publics mondiaux et négociations internationales
Hélène FRANCES, François NASS
- 03 - S01 Axes pour la recherche en environnement et en développement durable dans le sixième programme cadre de recherche et développement de l'union européenne
Groupe thématique national français « recherche européenne, environnement et développement durable »
- 02 - S02 Marchés de droits : expériences passées et débuts pour l'effet de serre
Christine CROS, Sylviane GASTALDO

- 02 - S01 Microéconomie du développement durable : une introduction
Dominique BUREAU
- 01 - S05 L'impact économique des tempêtes de décembre 1999
Annie ERHARD-CASSEGRAIN
- 01 - S04 Ouverture des marchés de l'électricité et environnement
Dominique BUREAU, Sylvie SCHERRER
- 01 - S03 La responsabilité environnementale
Patrick MOMAL
- 01 - S02 Gouvernance mondiale et environnement
Dominique BUREAU, Marie-Claire DAVEU, Sylviane GASTALDO
- 01 - S01 Les rapports environnementaux des entreprises
CHRISTINE LAGARENNE, MARC AVIAM