

**COMMENT EVALUER L'AMELIORATION DU BIEN ETRE INDIVIDUEL ISSUE D'UNE MODIFICATION DE  
LA QUALITE DU SERVICE D'ELIMINATION DES DECHETS MENAGERS ?**

**Valentine HEINTZ<sup>1</sup>**

Bureau d'Economie Théorique et Appliquée, Université Louis Pasteur,  
61 avenue de la Forêt-Noire, 67 085 Strasbourg Cedex, France

**Résumé :**

Le service d'élimination des déchets ménagers présente divers risques environnementaux et sanitaires. Si, en accord avec la législation actuelle, nous supposons que le recyclage constitue la moins mauvaise des voies d'élimination, développer la collecte sélective améliore la qualité de ce service. L'individu bénéficie alors d'une amélioration de son bien-être individuel. L'objectif de cet papier est de montrer que la méthode d'évaluation contingente demeure une piste intéressante pour évaluer ce surplus.

**Abstract :**

The paper reports the opportunity of contingent valuation for a household waste management improvement. In fact, it addresses a hierarchical ordering of incineration and source separation. Thus, increase recycling reduce environmental and sanitary risks. Therefore, people see their well-being improve. Moreover, we present different methods and compare them for using in this case. So, this paper concludes that willingness to pay may be the best way.

**Mots Clés :**

Evaluation contingente, déchets ménagers, consentement à payer, tri sélectif, incinération

**Classification au J.E.L. :**

D12 ; D61 ; D64 ; H41 ; Q26

---

<sup>1</sup> Je remercie, pour sa lecture critique, Anne Stenger de l'INRA et, pour ses précieux conseils, Sandrine Spaeter. Je tiens également à faire part de ma reconnaissance à Marc Willinger pour m'avoir guidée tout au long de ma thèse. Cet article en constitue l'un des aspects.

## INTRODUCTION

Il y a quelques années encore la collecte sélective en porte à porte apparaissaient en France comme une opération innovante. A présent, le caractère expérimental s'est atténué. Le développement de cette forme de collecte des déchets ménagers s'accompagne de l'amélioration de leurs traitements : aux méthodes traditionnelles de la collecte en vrac et de l'incinération s'ajoute le souci d'une récupération de plus en plus poussée, permettant à la fois de valoriser les résidus et de préserver l'environnement. La loi de 1992, interdisant le recours à la mise en décharge, n'est pas sans incidence sur ce phénomène.

Ainsi, des filières de traitement se constituent à partir d'une collecte sélective des résidus recyclables. De plus, l'adoption par les industriels de technologies plus propres (qu'il s'agisse d'Eco-Emballages, d'Adelphe ou encore d'une véritable démarche consumériste « verte » émanant des entreprises) est de nature à réduire, sinon à stabiliser, la quantité totale de déchets à traiter. Une véritable logique contractuelle se développe entre le ménage et la collectivité locale, juridiquement chargée du service d'élimination des déchets ménagers.

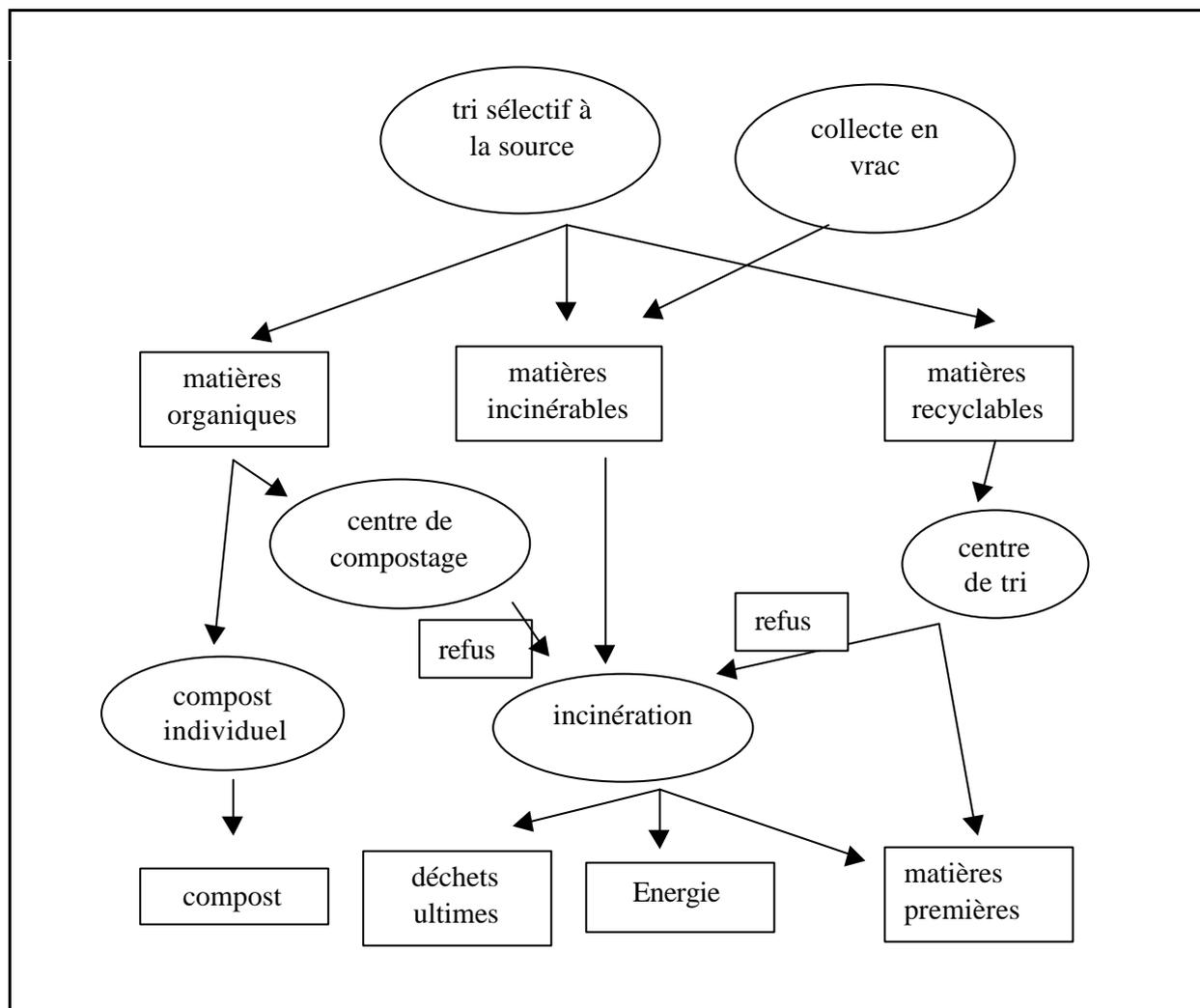
Ce service public local se subdivise en deux opérations complémentaires bien distinctes, à savoir la collecte et le traitement. Celles-ci relèvent de schémas organisationnels et de logiques différentes. En effet, la collecte correspond à un enlèvement physique qui ne nécessite, en réalité, qu'une opération de transport du lieu de production des déchets (le ménage) au centre de traitement (centre de tri ou de compostage, incinérateur, décharge). Au contraire, le traitement se définit avant tout comme l'élimination physique de ceux-ci, pouvant comporter plusieurs alternatives, dont le recyclage.

L'élimination induit alors des opérations de collecte, de transport, de valorisation, de traitement et de stockage. Ce fractionnement n'est pas sans relation avec la complexité des situations observées car, selon les options retenues (mode de collecte<sup>2</sup>, type de traitement), le service présente des configurations différentes (schéma n° 1).

---

<sup>2</sup> La collecte en mono-flux (i.e. collecte traditionnelle) se définit comme une collecte de tous les déchets en mélange dit en vrac (sous-entendu, tous les déchets sont en vrac dans un même récipient). Il peut y avoir un travail de sur-tri ultérieur dans un centre de tri. La collecte en bi-flux (ou multi-flux) est, au contraire, une collecte de deux (ou plusieurs) fractions séparées : le ménage effectue un tri préalable.

**Schéma n° 1 :**  
***Le mode de collecte conditionne le futur mode de traitement***



Le tri sélectif se présente de deux manières :

- l'apport volontaire nécessite, de la part de l'utilisateur, un transport des matériaux triés jusqu'à un point mis à disposition à cet effet. Il s'agit soit des « points propreté » (ou écopoints) équipés de containers<sup>3</sup> différents pour chaque flux trié, soit de déchetteries ;
- la collecte en « porte à porte » consiste à affecter un contenant<sup>4</sup> à chaque foyer et à le collecter à domicile (bacs roulants ou caissettes de couleurs, sachets... de volumes différents selon les collectivités et selon les fréquences de collecte). Ces deux modes possibles de collecte sélective sont complémentaires l'un de l'autre (collecte mixte).

<sup>3</sup> Le degré de spécialisation de chaque conteneur est très variable. En France, par exemple, il n'en existe qu'un seul pour le verre, alors qu'en Allemagne, trois types différencient le verre blanc, du verre brun et du verre vert.

<sup>4</sup> Citons par exemple, le district rural de la vallée de l'Oise (38 000 habitants) et le SIRTOM des Quatre Cantons (Picardie, 42 300 habitants) qui utilisent des sacs transparents de couleurs différentes selon le flux collecté de respectivement 100 et 50 litres. Les ripeurs vérifient le contenu et ne collectent que si le tri des usagers est correct.

En l'espèce, le service d'élimination des déchets ménagers fait référence à notre espace privé. Il agit sur notre cadre de vie, donc sur notre environnement proche. Une modification des modes d'élimination ou un changement dans la qualité du service rendu entraîne nécessairement des effets sur le bien-être des individus. Dès lors, comment arbitrer entre plusieurs projets publics présentant des risques environnementaux et sanitaires différents ? Comment mesurer ses effets ?

La détermination de la valeur du service n'est pas aisée surtout lorsque l'absence d'une tarification spécifique et transparente<sup>5</sup> de celui-ci rend toute évaluation délicate (Heintz, 2000). Cette absence de transparence crée une asymétrie d'information<sup>6</sup> entre l'utilisateur (le ménage) qui en bénéficie et la collectivité locale qui en supporte les coûts directs : du fait de la non-incitation au tri, la commune ne peut déterminer le type de l'individu (trieur ou non-trieur). Il y en résulte ainsi, souvent, peu de rapports entre le coût externe du service rendu et le prix administré qui lui est associé, qui ne rend pas compte de l'amélioration ou de la détérioration éventuelle du service. Pour autant, toute amélioration dans le service rendu modifie la qualité de l'environnement de l'individu. Elle a donc un impact sur son bien-être. Evaluer le surplus de bien-être induit par ce changement constitue alors un outil d'arbitrage intéressant pour le décideur public qui cherche à mettre en place le dispositif d'élimination le plus adapté.

Cette étude se veut d'introduire ce nouvel aspect dans la problématique du devenir des déchets ménagers en présentant l'évaluation contingente comme une approche du degré d'acceptabilité sociale d'un projet public. En révélant les préférences des ménages en matière d'amélioration d'un service public local (donc de la qualité de vie desdits ménages), elle informe sur le type de risque accepté par eux. De ce fait, cet article s'intéresse aux bénéfices induits par l'amélioration de la qualité du service d'élimination des déchets ménagers. Tout d'abord, il insiste sur les risques sanitaires et environnementaux des différents modes d'élimination (I.A), car une bonne gestion du service implique de prendre en considération les différents risques et de les comparer (I.B). Puis, il justifie l'utilisation de la méthode d'évaluation contingente (II.A) pour évaluer le surplus de bien-être permis par l'amélioration du service d'élimination des déchets ménagers (II.B).

---

<sup>5</sup> Actuellement, le service d'élimination des déchets a, en général, un prix direct pour les ménages : il s'agit de la taxe ou de la redevance payée pour l'enlèvement des ordures ménagères. Mais ce prix demeure opaque puisqu'il s'intègre dans une logique fiscale : le ménage paye pour un service dont le prix n'est pas lié à celui-ci. Aussi, il ne représente pas un signal permettant d'ajuster son comportement (tri ou non tri par exemple). Or, la mise en place d'une collecte sélective appelle une philosophie d'incitation. Ces aspects ont été développés dans Heintz (2001 ; 2000).

<sup>6</sup> De cette asymétrie, découle une inégalité de fait : le trieur subventionne les non-trieurs. En effet, l'absence de prix ne permet pas d'attribuer à chaque usager le degré de responsabilité qui lui incombe. Inévitablement, il en résulte une allocation peu optimale puisque la logique tarifaire n'incite pas au tri.

## **I. LE SERVICE D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS MÉNAGERS, UNE SOURCE POTENTIELLE DE RISQUES ENVIRONNEMENTAUX ET SANITAIRES**

Les déchets ménagers représentent une source de nuisances olfactives et visuelles. Ces nuisances confèrent un statut négatif aux déchets ménagers. Leur transfert vers une zone spécialement conçue pour leur élimination devient alors la règle. En l'espèce, il s'agit de les supprimer à la vue et à l'odorat en les déplaçant dans un lieu, de préférence loin de la cité. La décharge constitue alors la principale voie d'élimination, mais celle-ci occasionne de nombreuses gênes. De fait, de nouvelles solutions, comme l'incinération, s'imposent non sans risques, elles aussi. Ce premier titre va alors, brièvement, récapituler les principaux risques sanitaires et environnementaux des modes d'élimination, avant de caractériser ces différents effets.

### **I.A. DE LA CONSTATATION DE CERTAINS RISQUES ...**

Aujourd'hui, le dépôt en décharge représente encore, en Europe, le premier mode de traitement des déchets ménagers (48% en 1995), avant l'incinération (40% en 1995). La France se situe dans cette moyenne, puisqu'à peine plus de 12% des déchets sont réellement recyclés. La mise en décharge est néanmoins de plus en plus contestée, et justifie ainsi la cessation des stockages simples à partir de 2002. Mais, elle pose aussi la question des solutions alternatives.

La mise en décharge pollue l'atmosphère du fait de l'émission de composés volatiles, mais aussi le sol, les eaux souterraines et de surface du fait du contact<sup>7</sup> direct avec les déchets. En outre, elles dégagent du biogaz à forte teneur en méthane<sup>8</sup> qui, non capté, dégrade l'atmosphère en contribuant à l'effet de serre. La préoccupation internationale croissante quant au phénomène des changements climatiques donne alors une raison supplémentaire de s'attacher à la gestion des déchets ménagers (Meyronneinc, 1993).

Aussi, la décharge est progressivement mise en accusation (Lhuilier et al., 1999 ; Dron, 1995 ; Munsch-Koch, 1979) puisque diverses nuisances (Chawakitchareon, 1990), comme les désordres olfactifs ou visuels, mais plus encore les effets sanitaires comme des irritations, des céphalées, des nausées, une augmentation des malformations congénitales, un nombre plus élevé de cancer dans les zones proches d'un site... ont pu être observés. Sa contribution à la pollution reste, cependant, très peu étudiée.

---

<sup>7</sup> Les ordures prennent entre quinze et vingt-cinq ans pour se décomposer.

<sup>8</sup> Les décharges émettent plus du quart du méthane sur le territoire, soit près de 15 millions de tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub>.

Pour la remplacer, l'incinération se développe : si elle réduit le volume des déchets et minéralise ces derniers sous forme de mâchefers, elle crée également de l'énergie à travers la chaleur produite lors du processus de combustion. Mais, près des trois-quarts du parc existant n'est pas équipé d'un système de valorisation énergétique. Cette seconde voie s'avère de plus en plus contestée, moins en raison de son coût, que de ses rejets polluants. En effet, l'incinération émet divers gaz, des métaux lourds (comme du plomb, du cuivre, du mercure, du nickel ou de l'arsenic) et surtout des molécules organiques comme du carbone ou des dioxines (Loeillet, 1999).

Des effets sur la santé humaine ont ainsi pu être constatés pour des personnes habitant à proximité d'un incinérateur<sup>9</sup> (Stahl, 2000). Ainsi, les symptômes les plus fréquents sont des effets cutanés et atteintes hépatiques, des malaises respiratoires, des cancers ou un affaiblissement général du système immunitaire. En outre, l'*Environmental Protection Agency* américaine soupçonne les dioxines d'affecter l'équilibre hormonal et de porter atteinte à la fertilité humaine. Mais, les recherches épidémiologiques précises sont encore très peu nombreuses, ce qui signifie qu'il s'avère très difficile de calculer la probabilité de survenue d'un effet sur l'organisme, donc de quantifier le risque encouru par une population<sup>10</sup>.

De la même manière, une usine de compostage n'est pas exempte de risques même si les études épidémiologiques sont encore rares (Delaunay, 1997 ; Lecarpentier, 1996 ; Prudent, 1993). Les poussières contiennent des substances chimiques ou des micro-organismes pathogènes qui sont difficilement observables du fait de leur dispersion dans l'air (Valentin, 1996). En outre, certains risques de contamination du sol restent significatifs puisque l'efficacité fertilisante se révèle disparate selon qu'il s'agisse de compost provenant de la partie fermentescible des déchets domestiques ou des déchets verts (Desportes, 1997). Allmers et al. (2000) considèrent, quant à eux, que le développement du compostage accroît la sensibilité sanitaire des individus et concluent sur la dangerosité évidente d'une telle pratique.

---

<sup>9</sup> Selon le Centre National d'Information Indépendante sur les Déchets (CNIID, cf. [www.criirad.com](http://www.criirad.com)), vivre à proximité de l'incinérateur du Doubs augmente les risques d'être victime d'un cancer. Pourtant celui-ci dispose d'une plus faible capacité que ceux situés près de Paris (63000 tonnes/an soit presque 10 fois moins) et rejette donc de plus faibles quantités de dioxines. Pour la même raison, les incinérateurs de Wasquehal, Sequedin et Halluin ont été fermés par la communauté urbaine de Lille : des valeurs importantes de dioxines ont été trouvées à proximité de producteurs laitiers. Il s'agissait d'usines anciennes, non soumises à la limitation d'émission de dioxines mais en infraction par rapport à l'arrêté du 25 janvier 1991 qui, à ce titre, étaient déjà en instance de fermeture. Les craintes du public n'ont qu'accélééré cette fermeture.

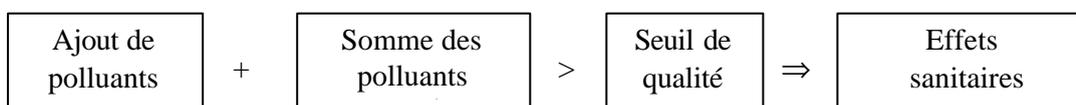
<sup>10</sup> Rabl et al. (1997) ont calculé le risque collectif par an de fonctionnement d'une usine d'incinération en différenciant les types de polluants. Ainsi, pour les métaux cancérigènes par exemple, le risque s'élève à  $2,64^E-4$  cancers par personne par an et par  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Selon le Groupe de Recherche Interdisciplinaire sur les DEChets, les risques attribuables aux émissions d'un incinérateur sont généralement très faibles.

Il s'avère donc délicat, et pourtant indispensable, de comparer les différents risques afin de mettre en place le mécanisme le plus protecteur de l'environnement et de la santé humaine. L'absence d'une réelle prise en compte des divers risques de pollution demeure car les risques sanitaires restent encore flous au vu de l'état actuel des connaissances épidémiologiques. La lacune est alors d'autant plus lourde de conséquences en matière de choix publics.

### **I.B. ... A LA COMPARAISON DE CES RISQUES**

Les risques sanitaires proviennent essentiellement de la contamination des hommes par les différentes sources de pollution (eau, sol, air). Toute augmentation de pollution cause alors un impact plus ou moins étendu géographiquement. Ainsi, la construction d'un incinérateur accroît les effets sanitaires des polluants atmosphériques, sauf s'il est muni à la fois d'un dispositif de valorisation énergétique et d'un mécanisme de traitement des fumées. Les rejets polluants sont alors captés et considérablement réduits. Mais l'emplacement du site détermine la réalisation potentielle des risques précités : si l'usine de traitement est proche d'autres sources polluantes, les effets sanitaires peuvent être plus importants du fait d'un effet de seuil (schéma n° 3).

**Schéma n° 3 :**  
**La constatation des effets sanitaires**



La détermination d'un seuil dit seuil de toxicité (ou seuil de qualité) apparaît alors comme une source d'information notable. Si celui-ci est plus élevé que la somme de polluants, aucun effet sanitaire n'est, ceteris paribus, observable. Le problème qui se pose donc ici est, non seulement la quantification de ce seuil de qualité, mais aussi l'attribution des causes aux effets. Malheureusement, l'état actuel des connaissances ne permet pas d'établir clairement les différentes causes, autrement dit de mettre en relation le degré d'exposition aux polluants et l'impact sur la santé humaine, donc d'établir un seuil de qualité fiable.

En outre, en comparant les risques d'une usine d'incinération avec d'autres sources polluantes, Rabl et al. (1997) constatent que ceux-ci sont parfois surestimés<sup>11</sup>. Ainsi, un incinérateur muni

<sup>11</sup> En comparant les rejets d'un incinérateur aux normes de 1994 avec ceux d'une voiture, les rejets en SO<sub>2</sub> sont à peu près équivalents. La différence est significative en matière de NO<sub>2</sub> et de particules. La voiture est donc une source d'autant plus polluante que les émissions sont proches des habitations, donc des populations. Pour les particules, le dommage est cinq fois plus important par cet effet de proximité.

d'un dispositif de valorisation d'énergie réduit les pollutions émises par d'autres sources d'énergie comme les centrales électriques ou les chaudières. La construction d'une usine d'incinération doit donc tenir compte non seulement de son impact propre, mais aussi de l'évitement d'impacts provenant d'autres sources devenues, par-là même, superfétatoires. Le risque réel est donc différent du risque initial (schéma n° 4) :

**Schéma n° 4 :**  
**La constatation du risque réel**

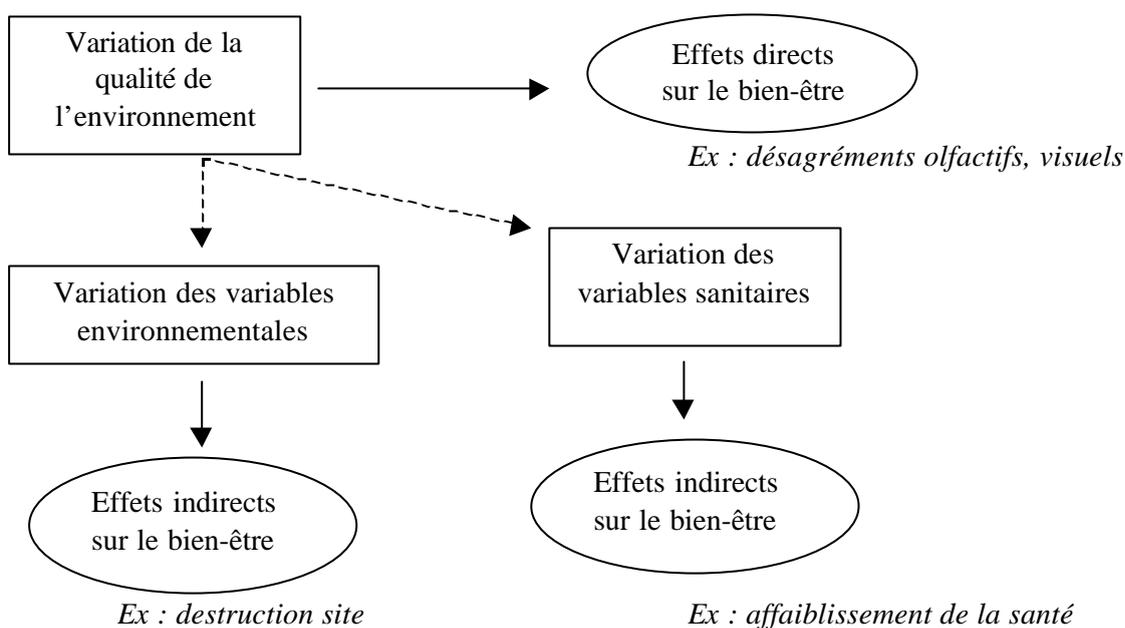
$$\boxed{\text{risque réel}} = \boxed{\text{risque du dispositif}} - \boxed{\text{risques évités}}$$

Rabl et al. (1998) relèvent ainsi que si un incinérateur remplace une chaudière à fioul, les émissions nettes en NO<sub>2</sub> et SO<sub>2</sub> sont négatives. Dans ce cas, l'incinération, sous certaines conditions, améliore la qualité de l'environnement. Dans le cas d'une chaudière à gaz, l'effet net est positif puisque celle-ci est moins polluante qu'une au fioul. Les coûts réels et les risques sanitaires et environnementaux peuvent donc être notablement réduits. Mais, une telle démarche nécessite un recadrage des politiques d'élimination des déchets ménagers dans une politique énergétique plus globale. Le raisonnement en équilibre partiel laisse place à un raisonnement en équilibre général.

En somme, la qualité du dispositif d'élimination est corrélé à la qualité de l'environnement : toute amélioration de celui-ci entraîne, ceteris paribus, une amélioration de la qualité de l'environnement. Cela signifie que l'utilité du service est directement lié à son usage : l'esthétisme du paysage dépend du type de traitement des déchets (s'ils sont enfouis ou mis en décharge, l'impact est négatif et la qualité du patrimoine naturel se dégrade). De ce fait, introduire la collecte sélective peut améliorer la qualité de l'environnement. Le ménage peut, par son comportement, modifier la qualité de l'air ou du sol ou encore limiter les prélèvements dans les stocks de ressources naturelles : en participant au recyclage, il devient producteur de déchets valorisables.

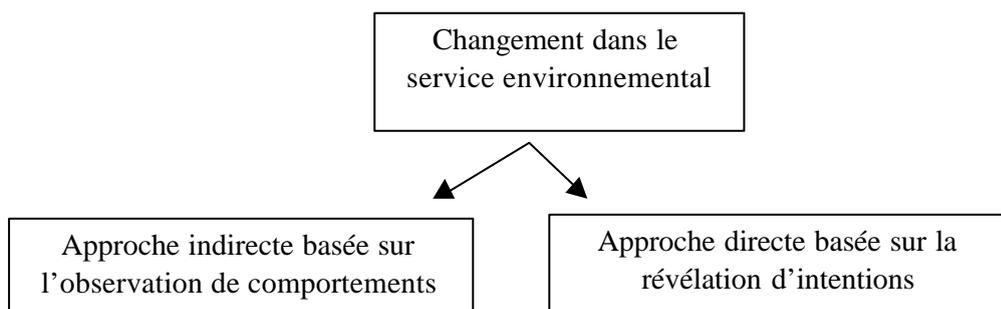
Trois effets (schéma n° 5) peuvent ainsi être observés : le premier correspond à un effet direct puisque l'individu subit directement les désagréments tant visuels qu'olfactifs d'une dégradation du service. Les deux suivants font référence aux différentes conséquences sanitaires et environnementales subies par lui (effets indirects).

**Schéma n° 5 :**  
**Les effets directs et indirects d'une amélioration de la qualité du service rendu**



L'évaluation monétaire de ses effets directs et indirects permet d'évaluer les conséquences d'un changement dans le niveau de pollution induit par l'introduction d'un nouveau mode d'élimination des déchets. A ce titre, il existe différentes approches pour évaluer l'accroissement de bien-être d'un individu induit par l'amélioration d'un service hors marché (schéma n° 6).

**Schéma n° 6 :**  
**Les différentes approches possibles dans l'évaluation d'un bien hors marché**



La grande différence entre les deux approches réside dans le mode d'évaluation lui-même. Dans l'approche indirecte, les préférences se mesurent à partir de l'analyse de la demande, des fonctions de coût, des prix de marché et des choix. Dans l'approche directe, les gains monétaires sont annoncés par l'agent. Le paragraphe suivant va montrer en quoi cette seconde approche apparaît plus adaptée à l'évaluation de l'amélioration de la qualité de service d'élimination des déchets.

## II. UNE EVALUATION PAR LE CONSOMMATEUR, USAGER DU SERVICE D'ELIMINATION DES DECHETS MENAGERS

La question de l'amélioration et, plus précisément, du type d'amélioration attendu pour le service public local demeure ouverte : valorisation énergétique ou recyclage ? Il s'agit alors d'évaluer les bénéfices à attendre de chaque type d'amélioration ; en attribuant une valeur à ses déchets, l'individu se réapproprie les causes *et* les conséquences de son comportement de consommateur. La mesure monétaire de la valeur du service associe alors aux déchets une dimension plurielle.

### II.A. EVALUATION DU SERVICE RENDU PAR LA METHODE D'EVALUATION CONTINGENTE

L'élimination des déchets ménagers comporte divers éléments non directement liés à un usage actif du ménage mais cela ne signifie pas qu'ils n'aient pas de valeur. Cet usage passif se reflète dans la valeur de préservation<sup>12</sup>. Cela signifie que l'individu peut émettre des considérations altruistes envers un bien environnemental tout en lui accordant une valeur. L'usage direct et immédiat n'est pas le seul paramètre dans la valeur d'un bien.

Effectivement, la valeur économique totale d'un bien ou d'un service environnemental (Angel et al., 1992) se décompose en plusieurs éléments (schéma n°7). La valeur d'usage actuel établit un lien direct entre une utilisation immédiate et l'individu. La valeur de préservation ou dit valeur d'usage passif (Arrow et al., 1993 cité par Point, 1998, page 23)., quant à elle, fait référence aux générations futures, donc au non-usage immédiat.

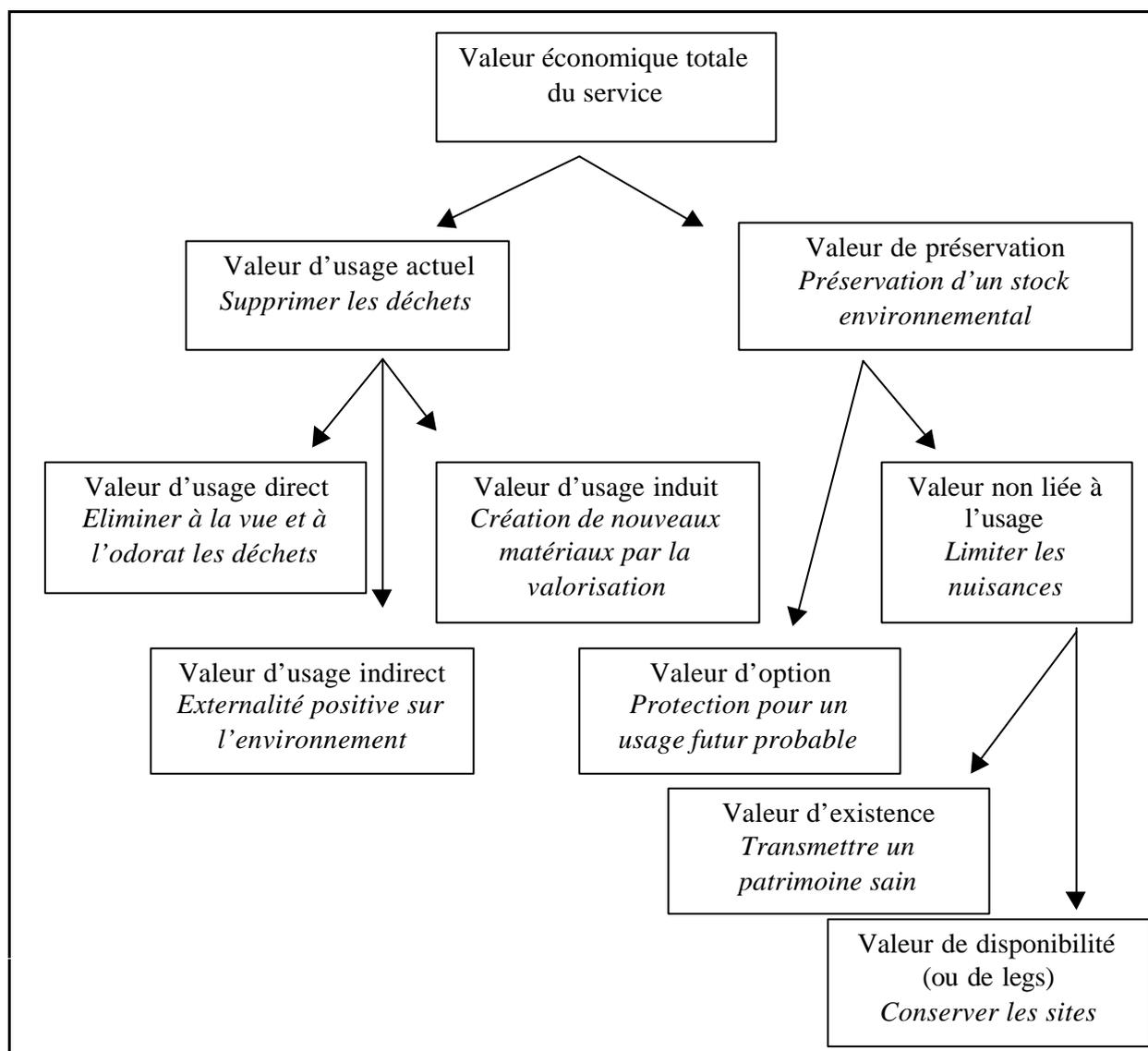
La valeur d'usage se décompose en valeur d'usage direct et indirect, et valeur d'usage induit. En l'espèce, le déchet a pour fonction première de faciliter la consommation d'un produit. Le service en charge de l'élimination vise alors à « débarrasser » son producteur (le ménage) de ce bien complémentaire. Néanmoins, ce service peut avoir un usage induit lorsqu'il est utilisé comme facteur de production, comme c'est le cas lors de la transformation du déchet en matière première secondaire (création d'énergie ou de produits recyclés). Dans le cas du compost, le service joue un rôle positif sur l'écosystème dans le sens où il permet la fertilisation des sols au moyen d'éléments naturels, il y a donc une valeur pour un usage indirect. La valorisation matière réintroduits ainsi les déchets dans le circuit économique. Pour Haque et al. (2000), cela se traduit par un processus circulaire dont les déchets issus du premier cycle deviennent inputs du second cycle.

---

<sup>12</sup> Il existe à l'heure actuelle encore une véritable querelle sémantique entre les économistes puisque certains désignent par « valeur de préservation » ce que d'autres nomment « valeur d'existence » ou encore « valeur intrinsèque ».

La participation volontaire à la collecte sélective peut également être interprétée comme un acte de préservation d'un patrimoine environnemental transmis aux nouvelles générations. Implicitement, il s'agit d'un usage différé, « par procuration ». La seule valeur désintéressée qui ne fait pas référence à un usage futur direct ou indirect, différé ou immédiat demeure la valeur d'existence. Ainsi, un individu peut être sensible à la forêt (donc vouloir en limiter les prélèvements) sans pour autant espérer ou désirer la visiter un jour.

**Schéma n° 7 :**  
*La valeur économique totale du service d'élimination des déchets*



Evaluer l'accroissement de bien-être induit par l'amélioration de la qualité du service d'élimination des déchets par la méthode indirecte suppose que le comportement de l'individu est observable et observé. Le postulat implicite de la méthode directe repose sur la préexistence des préférences individuelles ou plus exactement « des attitudes et des jugements de valeur qui émergent et qui peuvent se transformer en un processus social évolutif au sein duquel l'utilisation d'instruments scientifiques d'évaluation représente une partie éminemment contingente » (O'Connor et al., 1999, page 1). Pour ce faire, la méthode d'évaluation contingente crée un environnement marchand pour des biens ou des services dénués de marché. L'approche indirecte présente une perception ex post des préférences. Elle se fonde sur l'observation de comportements réalisés comme l'illustrent la méthode des coûts de transport et celle des prix hédonistes :

- **la méthode des coûts de transport (ou des coûts de déplacement)** permet d'évaluer l'amélioration de la qualité d'un service ou bien environnemental à partir de l'usage qui en est fait. Les dépenses engagées par l'individu informent sur l'intensité de la demande pour ce service et renseignent sur ses préférences. Dans le cas d'une collecte sélective, la demande d'un ménage se détermine à travers divers éléments comme :
  - *le coût d'accès au site* : l'apport volontaire suppose l'existence de conteneurs collectifs ou de déchetteries : éloignés, le coût d'accès au site à supporter est élevé ;
  - *la facilité d'accès au site* : un site aménagé augmentera les dépôts ;
  - *le temps disponible* : la demande pour une collecte séparée dépend directement du temps que l'individu est prêt à y consacrer. Le coût d'opportunité du temps passé à la collecte sélective est d'autant plus élevé que le temps libre est faible ;
  - *le revenu* qui détermine la contrainte budgétaire de chaque individu.
  
- **la méthode des prix hédonistes** définit le prix d'un actif à partir de ses caractéristiques. Dans notre cas, nous pourrions établir différents paramètres comme le nombre de déchetteries ou de conteneurs par habitant, la conformité aux normes de l'incinérateur, l'existence d'un réseau de tri ou d'un centre de compostage, ... et construire, à partir de ces paramètres, des fonctions de demande. Toutefois, Gourieroux (1998, page 92) souligne que la relation reste aléatoire : « le prix ...(...)... est-il proportionnel à sa puissance, à sa racine ? ». En outre, « il est supposé dans cette méthode que les agents ont une connaissance précise des caractéristiques attachées aux biens pouvant influencer l'état de santé et dans quelle mesure ces caractéristiques peuvent altérer ou améliorer leur santé » (Geniaux et al. (1998), page 172).

Ces méthodes indirectes offrent des résultats intéressants lorsque les transactions des individus sont observables. Ainsi, dans le cas d'une collecte sélective en apport volontaire, les coûts supportés par l'individu sont un indicateur pertinent du montant minimal qu'il est prêt à dépenser personnellement pour corriger les lacunes du dispositif existant. Il en est de même pour les efforts fournis par l'individu en amont de l'élimination voire du déchet en lui-même : préférence pour les bouteilles consignées, pour les produits dits verts. Pour autant, ces divers éléments ne sont pas tous observables par les méthodes précédentes, donc non intégrés dans l'évaluation.

Tout l'intérêt de l'approche directe repose dans cette différence. Elle interroge directement les individus et estime des mesures compensées de variation ex ante de bien-être. Les scénarios proposés décrivent, sur la base d'une politique publique, le marché contingent dans lequel cette amélioration intervient. Cet exercice de choix exige de la part de l'individu la résolution de deux problèmes : un problème d'évaluation du changement (choix sous contrainte budgétaire) et un problème de révélation de cette valeur (Stenger, 1994).

## **II.B. UNE APPLICATION DE L'ÉVALUATION CONTINGENTE : L'AMÉLIORATION DE LA QUALITÉ DU SERVICE D'ÉLIMINATION DES DÉCHETS MÉNAGERS**

Dans une évaluation contingente, l'individu révèle ses propres préférences environnementales en choisissant l'un des scénarios, puis il indique soit le montant maximum qu'il est prêt à déboursier (« willingness to pay » ou consentement à payer noté CAP) pour ledit scénario, soit son consentement à recevoir, noté CAR, pour y renoncer (« willingness to accept »). Pour Willig (1976) et Randall et al. (1980), la différence entre les deux mesures ne peut être que faible.

En fait, la distinction entre le CAP et le CAR est plus que sémantique puisqu'elle prend comme référence les droits de propriété. Lorsque l'individu est propriétaire du bien ou du service, il lui est possible de se débarrasser d'une quantité déterminée. Ce droit de vendre sa « chose » se mesure en CAR : quel est le montant minimum nécessaire pour qu'il accepte de la vendre. L'individu se sent ici propriétaire de ses déchets. Lorsque l'individu est demandeur d'un service d'élimination, il est alors prêt à payer pour ce service. On peut alors supposer que les individus qui ont un degré significatif d'appropriation soient plus enclins à s'interroger sur le devenir de leurs déchets : ils trient plus facilement ou produisent du compost individuel.

L'évaluation du service est à ce titre délicate. En effet, les individus peuvent se sentir propriétaires des déchets. Aussi, ne sont-ils pas demandeurs d'un service, mais offreurs de matériaux. Cette distinction est importante dans la mesure où les approches CAP et CAR s'affrontent. D'autant plus si la question s'articule autour d'un CAP, l'approche peut ne pas s'avérer adaptée. A dire vrai, la différence est plus forte dans le cas de la collecte sélective que d'une mise aux normes d'un incinérateur puisque les individus fournissent des efforts différents. Ces efforts méritent, peut-être aux yeux des individus, une compensation financière. Aussi, lorsqu'une commune met en place un tri à la source, les individus peuvent vouloir être dédommagés en annonçant un CAP plus faible par rapport à une élimination de masse. L'appropriation des droits de propriété ne se définit pas toujours aisément : le déchet est-il un bien public ou privé ? Or, la valorisation renforce le caractère indistinct du statut du déchet dans la société. La question de l'instrument s'est donc posée en des termes clairs : faut-il privilégier le CAP ou le CAR ?

Nous préférons opter pour le CAP car l'individu reste avant tout demandeur d'un service. Le déchet est doté d'une dimension négative : l'individu cherche avant tout à s'en débarrasser et non à le vendre. Nous nous conformons ainsi aux recommandations de la NOAA. Par ailleurs, le CAP se réfère toujours à un niveau d'utilité initial, donc au bien-être actuel de l'individu. Il est, en effet, plus facile pour l'individu de se référer à une situation vécue qu'à une situation potentiellement estimée. En outre, le CAP prend pour référence maximal le revenu actuel. L'agent énonce donc un CAP lié à son budget disponible. Le CAP reflète alors le niveau de soutien que la société est prête à accorder à l'amélioration de ce bien ou service dans la mesure où l'utilité d'un service peut être approchée par la somme que l'individu est prêt à y consacrer.

Dans le cas d'un CAR, l'individu est incité à annoncer un montant élevé puisque l'absence de contrainte budgétaire et la perspective d'un gain positif peuvent conduire l'individu à révéler un montant surévalué. De plus, la mise en place d'un nouveau dispositif ne peut qu'améliorer le bien être de l'individu. En effet, l'alternative porte sur le type d'amélioration préférée : limitation de la dépendance vis à vis de certaines sources d'énergie traditionnelle ou, au contraire, limitation des prélèvements dans les stocks de ressources naturelles. Il est donc aisé de constater que dans un cas, l'amélioration transforme le déchet en source d'énergie alors que dans le second cas, il devient matière première secondaire. Le CAP annoncé sera ensuite testé dans la mesure où l'enquêteur propose un second scénario qui va à l'encontre des préférences de l'individu. Il s'agit ainsi de tester l'effet d'un avis contraire sur le CAP en intervenant dans le processus de choix.

En ce sens, l'évaluation contingente apparaît comme une opportunité méthodologique pour notre étude. Certes, la méthode n'est pas exempte de certaines limites<sup>13</sup> (Rozañ, 1999) mais celles-ci ne peuvent constituer un motif de rejet total : « la dépendance des résultats par rapport à la méthodologie ne peut être considérée comme une limitation de la méthode » et un « consensus s'est fait autour de la méthode apte à les [valeurs de non-usage] évaluer, à savoir la méthode d'évaluation contingente » (Willinger, 1995, page 2).

L'un des principaux risques dans la méthode directe demeure le biais d'inclusion. En effet, le service d'élimination des déchets ménagers magnifie par sa diversité. Aussi, il apparaît important de bien spécifier l'amélioration à évaluer. En effet, en matière d'élimination des déchets, plusieurs demandes peuvent exister. L'expression simultanée de ces demandes soulève la nécessité de certaines précisions sous peine de s'exposer à des conflits. D'un côté, la révélation d'un CAP pour éviter une dégradation environnementale correspond à un arbitrage entre exclusion d'usage subie (de par une décision publique de ne pas contraindre au tri séparé à la source) et pérennité de l'usage par le financement privé. C'est un cadre classique où les CAP peuvent être interprétés en termes de surplus équivalent c'est à dire la somme que les agents sont prêts à payer pour éviter ce scénario de dégradation.

D'un autre côté, les CAP révélés dans un scénario avec péage correspondent également à un prix d'éviction c'est à dire conditionnellement au fait qu'un péage va être mis en place, à une somme que les individus sont prêts à payer pour continuer à profiter de l'usage de la collecte sélective. En effet, dans le cas où le péage va être mis en place, le scénario de dégradation est de fait évité et les agents appuient leurs arbitrages sur l'usage habituel qu'ils font de ce bien.

De plus, la construction des scénarios constitue une étape fondamentale dans la méthode d'évaluation contingente puisqu'elle conditionne l'annonce du CAP. Aussi, les scénarios doivent être bien compris par l'agent afin qu'il puisse participer à l'évaluation.

---

<sup>13</sup> Selon Bonniex (1998, page 78), plus de 2000 enquêtes ont « accompagné une réflexion méthodologique sur les biais, les mécanismes de révélation des préférences et le traitement économétrique des réponses ». En outre, plusieurs études comparatives montrent que ces évaluations sont souvent légèrement plus faibles que celles issues des méthodes indirectes. Nonobstant, l'hypothèse sur laquelle repose entièrement la méthode d'évaluation contingente est la véracité des propos et des intentions annoncés par le ménage. Dès lors cette hypothèse de « comportement sincère par défaut » peut apparaître forte mais des études en économie expérimentale et en psychologie concluent à la participation désintéressée des individus même si les résultats de l'enquête risquent d'aller à l'encontre de leur propre intérêt. Cette hypothèse de non égoïsme ou d'altruisme « naturel » (ou « spontanée ») suppose donc que les agents avouent spontanément la vérité et informent l'enquêteur de leurs véritables préférences.

A la fois précise et concise, l'information apportée par l'enquêteur doit être suffisante sans être partisane et sans influencer l'agent. Ce qui ne signifie pas que l'enquêteur doive créer une situation où l'information est complète. Ainsi, lors du scénario sur l'incinération, la question du degré d'information de la diversification des sources d'énergie s'est posée : faut-il préciser au ménage que si les déchets permettent de créer de l'énergie, le recours au nucléaire ou à des énergies fossiles serait réduite ? Au final, nous avons préféré ne pas rajouter cette précision en raison de la polémique induite par le terme « nucléaire ». C'est pourquoi, la présentation des deux scénarios a été accompagnée non seulement d'une explication verbale, mais également d'une présentation schématique afin de limiter les explications techniques et de favoriser la mémorisation et la compréhension qui améliore la visibilité des scénarios.

Confronté à un processus de choix, l'agent se situe alors sur un marché hypothétique certes, mais crédible. La difficulté à laquelle nous nous sommes heurtés a été la construction d'un scénario assez précis. Cette difficulté est spécifique au secteur des déchets. Dans le cas de la qualité de l'eau ou de l'air, les mesures prises par les différents organes régulateurs restent très semblables : les individus se situent tous dans une situation initiale équivalente. Au contraire, dans le cas du service d'élimination des déchets ménagers, cela s'avère différent : dans certaines collectivités locales, la décharge constitue la seule voie d'élimination en place ; dans d'autres, le dispositif est très complexe (tri sélectif en porte à porte, pesée embarquée et amendes en cas de mauvais tri). Ainsi, expliquer à des individus qu'il est nécessaire d'améliorer le service existant en présentant différentes situations n'a pas le même impact : dans un cas, il peut être considéré comme légitime, dans un autre superfétatoire. Similairement, le CAP peut être significativement différent.

En effet, la disparité des dispositifs d'élimination existants est très large. Pour autant, la nécessité de scénarios identiques pour tout l'échantillon s'imposait du fait de son exploitation statistique ultérieure. Peut-on mettre en parallèle les CAP annoncés lors des scénarios différents ? La différence, si elle existe, proviendra-t-elle uniquement d'un différentiel d'information fournie ? C'est la raison pour laquelle il nous fallait construire deux scénarios précis et globaux à la fois. En somme, la principale difficulté qui s'est présentée à nous fut de trouver un dénominateur commun à toutes les collectivités locales. Aussi, les scénarios expliquent en quoi il est nécessaire de modifier le mode de financement : chaque individu paye le service en fonction des quantités qu'il aura rejetées. Tout comme l'eau ou le téléphone, le service est facturé en fonction du service rendu : plus les quantités présentées sont importantes et plus la facture sera importante. Ensuite, ils insistent sur le problème d'application de certaines lois : interdiction de la décharge à partir du 1<sup>er</sup> juillet 2002, respect de certaines normes de rejets ou encore priorité à la valorisation.

Enfin, nous proposons à l'individu une alternative : i) l'incinérateur muni d'un système de récupération d'énergie et de traitement des fumées avec une collecte sélective des matériaux secs en apport volontaire ou, ii) le réseau de tri avec une collecte obligatoire en porte à porte (dans laquelle la commune fournit deux poubelles différentes : une contenant les matériaux recyclables des matériaux secs et une autre pour le reste) avec l'incinération en guise de complément. Il est donc amené à choisir l'une des deux situations (cf. annexe). L'individu annonce le montant qu'il est prêt à déboursier pour la mise en place du dispositif préféré.

## CONCLUSION

La méthode directe n'est pas exempte de certains biais mais en les maîtrisant, il est possible de trouver des moyens supplémentaires de fiabilité et de validité des données récoltées. Les biais proviennent de différents éléments dont certains tiennent explicitement à la méthode elle-même, c'est à dire à la technique du questionnaire, à l'enquêteur ou à la réalisation de l'échantillon. Dans le cas d'une évaluation d'un service public local, les personnes sont interrogées sur leur environnement proche : les bénéficiaires du programme sont, par nature, la population résidente. Les biais peuvent alors provenir des individus eux-mêmes.

Toutefois, la méthode directe recrée une situation maîtrisée par l'individu puisqu'il est, en général *price taker*. Ici, il se situe sur un marché hypothétique avec un service à évaluer, service dont les caractéristiques lui ont été présentées et qu'il aura choisi ; il connaît aussi le moyen et la méthode de paiement. La méthode directe permet alors de réorienter les décisions publiques dans le sens de l'acceptabilité sociale : le service a subi l'approbation préalable. En somme, la valeur d'un bien ou service se détermine comme le montant maximum qu'un individu est prêt à déboursier pour se l'approprier. De ce fait, la méthode réunit toutes les conditions d'exercice de la souveraineté de l'utilisateur.

Cet article s'est ainsi attaché à présenter une application de la méthode d'évaluation contingente dont les résultats apparaissent dans Heintz (2001). L'approche directe s'avère d'autant plus justifiée que, dans le cadre d'une collecte sélective, les interactions sociales sont fortes : plus les individus acceptent le dispositif en place, plus ils assurent sa pérennité. En matière de tri sélectif, la coopération constitue la pierre angulaire de la rentabilité à long terme dudit dispositif en place. En ce sens, la méthode représente un outil d'arbitrage important pour l'analyse des rapports existants entre la collectivité locale et les ménages amenés à participer au tri, donc à réaliser des efforts.

## ANNEXE

Nos scénarios se présentent de la manière suivante :

Imaginez que votre commune ne soit pas satisfaite du dispositif actuel. Il n'est pas assez rentable. Et puis la loi devient de plus en plus exigeante : à partir de juillet 2002, il sera interdit de mettre les déchets à la décharge car ils polluent le sol et des normes plus sévères pour les usines d'incinération ont été adoptées. Votre commune va alors devoir changer le dispositif actuel. C'est pourquoi, elle a besoin de votre avis pour décider du type d'amélioration. Elle veut aussi changer le mode de paiement en **remplaçant** le montant actuellement payé par la pesée embarquée.

La commune peut estimer le coût total de l'investissement mais elle ne connaît pas vos préférences. Elle vous propose alors deux schémas d'élimination de vos déchets en sachant que dans les deux cas, il faudra participer au financement. Si on souhaite améliorer le service cela va coûter plus cher même si différentes valorisations peuvent être développées comme le recyclage ou la création d'énergie qui alimenteront également le budget. Voilà les deux schémas :

- **Schéma 1** : la commune décide de construire un incinérateur avec récupération de l'énergie et traitement des fumées. Vos déchets sont collectés en vrac et transportés jusqu'à l'usine où ils seront brûlés et valorisés sous forme d'électricité pour l'éclairage public ou pour alimenter un réseau de chauffage urbain. Les cendres sont réutilisées pour la construction de routes.

Mais vous avez aussi la possibilité de trier en apport volontaire certains matériaux comme le papier, carton, plastique et le verre. Comme cela vous participez également au recyclage. Il suffit de ramener les déchets dans les conteneurs ou à la déchetterie.

- **Schéma 2** : la commune décide de construire un réseau de tri. Elle vous fournit deux poubelles :
  - une pour le papier, carton, plastique et le verre
  - et une pour le reste.

Les déchets triés sont transportés jusqu'au centre de tri où ils seront valorisés. Le reste et les déchets mal triés sont transportés jusqu'à l'incinérateur le plus proche où ils seront brûlés.

## BIBLIOGRAPHIE

Allmers H., Huber H., Baur X. (2000), « Two year follow-up of a garbage collector with allergic bronchopulmonary aspergillosis (ABPA), *American Journal of Industrial Medicine*, Volume 37, Issue 4, pp. 438-442

Angel M., Glachant M., Leveque F. (1992), « La préservation des espèces : que peuvent dire les économistes ? », *Economie et Statistiques*, n° 258-259, octobre-novembre

Bonnieux F. (1998), « *Principes, mise en œuvre et limites de l'évaluation contingente*, *Economique Publique : Etudes et Recherches*, n° 1, pp. 47-80

Chawakitchareon Sresthaolarn P. (1990), *Etude descriptive de décharge de déchets et recherche de critères permettant d'estimer le potentiel méthanique des ordures ménagères et/ou d'orienter leur traitement*, Thèse de doctorat en Sciences biologiques fondamentales et appliquées, Lyon 1

Delaunay N. (1997), *Une approche du risque microbiologique aéroporté dans une station de compostage industriel d'ordures ménagères*, Thèse de doctorat, Grenoble 1

Desportes I. (1997), *Contribution à l'évaluation des risques liés au compostage des ordures ménagères*, Thèse de doctorat en pharmacie, Grenoble 1

Dron D. (1995), *Environnement et choix politiques*, Dominos Flammarion

Géniaux G., Rabl A. (1998), « Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique : application à l'Ile de France », *Economie publique*, Etudes et recherches, n° 1, pp. 161-218

Gourieroux C. (1998), « Aspects statistiques de la méthode d'évaluation contingente », *Economique Publique : Etudes et Recherches*, n° 1, pp. 91-124

Haque A., Majtaba I.M., Bell J.N.B. (2000), « A simple model for complex waste recycling scenarios in developing economies », *Waste Management*, 20, pp. 625-631

Heintz V. (2001), « Participation au tri sélectif des déchets : entre contribution volontaire et consentement à payer des ménages », Thèse de doctorat en sciences économiques, ULP Strasbourg

Heintz V. (2000), « Taxe ou redevance : quel tarif pour la collecte sélective des déchets ménagers ? », *Revue Politiques et Management Public*, volume 18, n° 1, mars

Lecarpentier R. (1996), *Le traitement biologique des ordures ménagères*, Thèse de doctorat en pharmacie, Paris 5

Lhuillier D., Cochin Y. (1999), *Des déchets et des hommes*, collection Sociologie Clinique, Desclée De Brouwer, Paris

Loeillet F. (1999), *L'incinération des déchets : revue de la littérature sur la toxicité de trois polluants*, Thèse de doctorat en médecine, Grenoble 1

Meyronneinc J.P. (1993), *Plaidoyer pour les déchets*, Editions Apogée

Munschy-Koch G. (1979), *L'administration publique et l'élimination des ordures*, thèse de doctorat en sciences de l'administration, Strasbourg III

O'Connor M., Noël J.-F., Tsang-King-Sang J. (1999), « La découverte de la construction de la valeur environnementale : quelques réflexions autour des études de cas du projet VALSE », séminaire du 21/05/1999, Université de Corse

Point P. (1998), « La place de l'évaluation des biens environnementaux dans la décision publique », *Economique Publique : Etudes et Recherches*, n° 1, pp. 13-45

Prudent P. (1993), *Origine et spéciation des métaux en traces dans les déchets ménagers, leur évolution au cours du compostage et de la valorisation agricole*, Thèse de doctorat en Sciences et Techniques, Aix Marseille 1

Rabl A., Sparado J.V., Desaignes B. (1998), « Nouvelles réglementations pour les incinérateurs de déchets : une analyse coût/bénéfice », *Environnement et Technique*, Info-déchets-courants, avril, n° 175, pp. 17-20

Rabl A., Sparado J.V. (1997), *Les coûts environnementaux de l'énergie*, rapport final de l'ADEME, action EP3 et CG, DG12

Rabl A. (1996), « Discounting of long-term costs : What would future generations prefer us to do ? », *Ecological Economics*, Volume 17, Issue 3, pp. 137-145

Randall A., Stoll J.R. (1980), « Consumer's Surplus in Commodity Space », *American Economic Review*, volume 70, n° 1

Rozan A. (1999), « Evaluation contingente des bénéfices de santé d'une amélioration de la qualité de l'air : l'exemple de la région strasbourgeoise », Thèse de doctorat en sciences économiques, ULP Strasbourg

Spash C. (1997a), « Ethics and environmental attitudes : with implications for economic valuation », *Journal of Environmental Management*, 50, pp. 403-416

Spash C. (1997b), « Reconciling different approaches to environmental management », *International Journal of Environment and Pollution*, 7(4), pp. 497-511

Stahl G. (2000), « L'exposition aux dioxines », *Alsace Nature Infos*, automne, n° 41, pp. 8-9

Stenger A. (1994), « Evaluation contingente des actifs environnementaux : application à la valeur de préservation de la qualité des eaux souterraines », Thèse de doctorat en sciences économiques, ULP Strasbourg

Valentin N. (1996), *Traitement des déchets urbains par pressage et compostage : étude de l'évolution de la matière organique et de la spéciation des métaux en traces au cours du traitement et après valorisation en agriculture*, Thèse de doctorat en Sciences et Techniques, Aix Marseille 1

Willig R.D. (1976), « Consumer's Surplus Without Apology », *American Economic Review*, volume 66, n° 4

Willinger M. (1995), « La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation », dossier n° 9512, BETA, octobre publié dans *Nature, Science et Société*, Janvier 1996