

**La réduction à la source des déchets ménagers :  
Pourquoi ne pas essayer la tarification incitative ?**

Matthieu Glachant, CERNA, Ecole des Mines de Paris

**A paraître dans**

**"Les Annales des Mines – Responsabilité et Environnement"**

# 1 Introduction

La politique française des déchets ménagers est à l'heure du bilan. Dans sa forme actuelle, elle est en effet largement le produit de la Loi sur les Déchets du 13 juillet 1992 qui fixait en juillet 2002 l'échéance emblématique de la disparition de l'enfouissement en décharge pour les déchets non ultimes. Cette politique présente de beaux succès avec, par exemple, le développement de la collecte sélective, et des résultats beaucoup plus mitigés comme la très faible érosion de la part de déchets mis en décharge ou la prévention de la production de déchets ménagers. Alors que la réduction à la source était l'un des objectifs prioritaires de la Loi de 1992, la quantité produite a augmenté tant au niveau global que mesuré par habitant. L'ADEME estime l'augmentation annuelle moyenne de la production par habitant à 1,2 % ce qui correspond à une augmentation d'environ 12,5 % sur la décennie. Chaque habitant produit maintenant 450 kg d'ordures ménagères par an en moyenne.

L'échec en matière de prévention était de fait prévisible. Il est en effet facile de montrer qu'aucun des dispositifs de la politique déchets mis en place au cours de la décennie – les Plans départementaux, la taxe sur la mise en décharge, les sociétés agréées de type Eco-Emballages ou Adelphe, les aides financières de l'ADEME, pour ne citer que les principaux - n'avait pour but d'influencer significativement le comportement des acteurs qui peuvent potentiellement contribuer à la réduction à la source en modifiant leur comportement. Quels sont-ils en effet ? Ce sont, d'une part, les producteurs de biens manufacturés en amont qui conçoivent les produits et donc leur potentiel "déchet". La politique déchets les a largement impliqués via Eco-Emballages et Adelphe mais au service d'une finalité qui était d'abord celle du financement du recyclage. Ce sont ensuite les ménages producteurs des déchets issus de leur activité de consommation. De la même manière, ils ont été essentiellement mobilisés, avec succès, sur des objectifs de collecte sélective. Ce sont enfin les distributeurs qui, eux, ont été ignorés.

La prévention ne doit pourtant pas rester une incantation. Les Etats-Unis où la production par habitant et par an est de 760 kg sont là pour nous rappeler que l'évolution spontanée de nos modes de consommation peut nous emmener très loin. Or ce type d'évolution pose et posera des problèmes grandissants dans un contexte de plus en plus défavorable à la mise en décharge et à l'incinération. L'inquiétude sur les conséquences environnementales et sanitaires de ces modes d'élimination ne cesse de croître (Cf. les dioxines des incinérateurs, l'effet de serre lié au méthane des décharges). Elle conduit à des crispations locales entravant la création de

nouvelles capacités de traitement, ce que l'on résume par le vocable de syndrome NIMBY (Not In My BackYard). Elle s'accompagne d'un renchérissement des exigences environnementales imposées aux installations de traitement. Dans ce contexte, la prévention est plus que jamais un objectif légitime de la politique déchets ménagers.

Que faire alors pour inciter les acteurs concernés à réduire à la source ? L'objet de cet article est de discuter l'intérêt de l'approche tarifaire. L'idée générale repose sur le principe économique d'internalisation des coûts. À partir du moment où les agents économiques de la prévention (ménages, producteurs,...) supportent les coûts de la post-consommation, ils seront incités à éviter une partie de ces coûts en évitant la production de déchets. Dans de nombreux domaines environnementaux (effet de serre, pollutions atmosphériques, nitrates, etc.), ce principe conduit à préconiser l'introduction d'éco-taxes. Le problème ne se pose pas en ces termes dans le cas de la prévention des déchets : il existe d'ores et déjà un système de tarification du service public des déchets ménagers qui affecte le coût du service à certaines catégories d'acteurs via la taxe d'enlèvement des ordures ménagères (TEOM), la redevance d'enlèvement des ordures ménagères (REOM), ou les contributions des sociétés agréées<sup>1</sup>. Mais ces outils ont été conçus dans une optique de *financement*, c'est-à-dire de couverture du coût comptable du service public des déchets. L'objectif de cet article est de discuter comment ils pourraient être réformés pour devenir des outils d'*incitation* des ménages ou des producteurs à la prévention tout en conservant leur rôle de financement.

Cette discussion mobilise essentiellement des outils de l'analyse économique. En conséquence, elle néglige des considérations pratiques ou opérationnelles souvent essentielles. Par exemple, adopter une REOM suppose pour la municipalité de mettre en place un circuit de collecte de la redevance. Elle néglige également les considérations d'équité alors que ce type de réforme réalloue les coûts du service entre les acteurs. Ces aspects ne sont que brièvement évoqués en conclusion. Mais le lecteur désireux aller plus loin sur ces points peut se référer à la récente étude publiée par l'association AMORCE (2001) qui conclut que ces difficultés pratiques et distributives sont surmontables.

L'article se compose de cinq parties. Une première partie présente le mode actuel de financement du service public des déchets ménagers et discute son très modeste effet incitatif. Dans les deux parties suivantes, nous discutons des modalités possibles pour le rendre plus incitatif en nous concentrant sur deux questions : est-il préférable de faire payer les producteurs en amont via des contributions à des sociétés agréées ou les ménages en aval via des systèmes de redevances au volume ou au poids ? Combien doivent-ils payer ? Puis nous passons en revue brièvement quelques expériences de tarification incitative en amont (le Duales System Deutschland) et de redevances incitatives aval au poids ou au volume (aux Etats-Unis, aux Pays-Bas). Enfin, une dernière partie conclut sur la nécessité de développer en priorité une tarification amont via l'adoption d'un principe de responsabilité du producteur élargie à la post-consommation.

---

<sup>1</sup> Remarquons cependant que si l'on élargit le débat aux problèmes environnementaux liés à la collecte, au traitement et à l'élimination des déchets, la question des éco-taxes tarifant les externalités de l'incinération ou du transport réapparaît.

## **2 Le financement du service public des déchets ménagers n'est pas incitatif en France**

Un outil de financement peut inciter celui qui paye à modifier son comportement. Cela n'est cependant possible que si l'instrument de financement respecte une propriété simple : la modification du comportement du payeur doit avoir pour conséquence une diminution de la somme payée. Plus cette diminution sera importante, plus il sera incité. Un ménage payant au prorata de la quantité de déchets qu'il produit sera ainsi incité financièrement à réduire sa production et à augmenter le tri à la source (si la collecte des recyclables ne lui est pas facturée) car cela allégera sa facture. S'il paye un forfait, il n'aura aucune incitation à le faire. De façon similaire, un producteur de biens de consommation sera incité à réduire le volume et le poids unitaire des emballages qu'il utilise pour conditionner ses produits s'il doit payer une contribution à une société agréée du type Eco-Emballages, qui a une relation avec le poids ou le volume des emballages qu'il met sur le marché. S'il paye au prorata de son chiffre d'affaires, l'incitation disparaît. Obtenir un effet incitatif n'est donc possible que s'il existe une relation entre le niveau de paiement et le comportement individuel en matière de déchets. Nous allons voir que l'essentiel des outils de financement du service des déchets ménagers ne respecte pas cette condition.

Avant de le montrer, il est nécessaire, pour le lecteur peu au fait de ces questions, de rappeler quelques caractéristiques du financement du service public des déchets ménagers. En France, l'organisation du service est de la responsabilité des communes qui peuvent l'assumer de manière très diverse : en s'associant éventuellement à d'autres communes dans des syndicats intercommunaux, en déléguant tout ou partie du service à des entreprises privées. Les communes ont également le choix du mode de financement permettant de couvrir le coût du service. Sur ce dernier point et en schématisant, les communes ont le choix entre trois sources de financement. Elles peuvent créer un impôt spécifique, la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM). Cette taxe est assise sur le foncier bâti et donc collectée avec la taxe foncière auprès des occupants des logements de la commune. La TEOM partage avec la taxe foncière la même assiette : la valeur locative des logements. Les communes peuvent compléter la recette de la TEOM par des recettes fiscales en provenance du budget général de la commune. C'est le second mode de financement. Enfin, elles peuvent instituer une redevance pour service rendu ; c'est la Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères (REOM).

La spécificité de la REOM par rapport à la TEOM est qu'elle doit refléter le service effectivement rendu au ménage. Cela a d'abord des conséquences sur le choix de l'assiette. Elle doit avoir un lien avec le coût de collecte, de traitement et d'élimination des déchets de chaque ménage. La solution la plus directe est donc une assiette égale au poids ou au volume de déchets produit par chaque ménage. On peut mesurer le premier avec un système de pesée embarquée, et mettre en



ne sont pas des ménages mais dont les déchets sont collectés avec les déchets ménagers (entreprises, artisans, restaurants, magasins, etc.). Le tableau 1 présente selon une récente étude de l'association AMORCE la répartition entre les différentes sources de financement.

**Tableau 1 Répartition des différentes sources de financement du service public des déchets ménagers et assimilés sur données 2000 (AMORCE, 2002)**

<b>Ressources</b>	
Budget général	13%
TEOM	66%
REOM	7%
Redevances spéciales	1%
Sociétés Agréées	3%
Subventions ADEME et Conseils Généraux	3%
Redevances spéciales	0.6%
Recettes industrielles. et commerciales	7.4%

Parmi ces sources de financement, quelles sont celles qui permettent potentiellement une réduction à la source, c'est-à-dire celles dont l'assiette établit un lien entre comportement individuel de prévention et niveau du paiement ? En fait seules la REOM, les contributions aux sociétés agréées et les redevances spéciales peuvent prétendre remplir cette condition. Examinons cela plus en détail :

- La REOM peut inciter les ménagers à réduire à la source si la commune choisit une assiette adéquate. Or, dans la pratique, les choix effectués par les communes n'exploitent ce potentiel qu'à de très rares exceptions. La boîte 1 résume les résultats d'une récente enquête de l'association AMORCE auprès de 40 communes de la Région Rhône-Alpes pratiquant la redevance : seule une commune intègre un critère incitatif, en l'occurrence la taille du conteneur. Au niveau national, la seule commune de plus de 100 000 habitants ayant opté pour une REOM incitative est Besançon. L'encadré 2 présente brièvement cette expérience.

- Les redevances spéciales mises en œuvre reposeraient sur des assiettes incitatives d'après les experts de l'ADEME. Leur participation au financement est toutefois symbolique (moins de 1 %). Pourtant, la Loi de 1992 oblige toutes les communes à la mettre en place depuis le 1<sup>er</sup> janvier 1993. Cette disposition légale n'est qu'exceptionnellement respectée par les communes.
- Enfin, les contributions des sociétés agréées sont incitatives du fait d'un barème dit "amont" qui fait payer chaque conditionneur selon un mode de calcul prenant en compte la nature des matériaux d'emballage, le poids et le volume unitaire des emballages et le nombre d'unités mises sur le marché. Cela ne porte que sur un volume de financement très modeste de 3 %.

Pour résumer, la politique des déchets ménagers en France n'est incitative qu'à hauteur de 3-4 % du total du financement, et cela principalement en amont au niveau des producteurs à travers les contributions payées à Eco-Emballages et ADELPHE.

Ce n'est pas le cas dans d'autres pays. Vingt-sept millions d'américains sont soumis à des redevances incitatives au volume. Des redevances au poids ou au volume sont en voie de généralisation dans certains pays nordiques et sont en fort développement en Belgique et en Allemagne. En ce qui concerne les instruments incitatifs de financement amont, l'exemple étranger le plus immédiat est celui du DSD, le dispositif allemand équivalent à Eco-Emballages. Il affecte la totalité des coûts de gestion des déchets d'emballage aux contributeurs du DSD. En conséquence, les taux allemands du barème "amont" payé par les producteurs sont jusqu'à vingt fois supérieures aux taux français pour certains matériaux (le verre et l'aluminium par exemple) et donc potentiellement beaucoup plus incitatifs. Nous reviendrons sur l'exemple allemand dans la section 5.

<b>Encadré 2</b>		<b>L'expérience de Besançon</b>	
Besançon est la seule grande ville française à être passée à une REOM liée à la quantité. Chaque maison ou chaque immeuble est doté d'un bac de collecte résiduelle. Le foyer, la copropriété ou l'organisme bailleur reçoit une facture dont le montant est calculé en intégrant le volume du bac et la fréquence de collecte selon la nomenclature ci-dessous :			
<b>Volume du bac</b>	<b>2 collectes hebdomadaire</b>	<b>3 collectes hebdomadaire</b>	
60 litres	212 €	319 €	
110 litres	240 €	360 €	
...			
1100 litres	889 €	1331 €	
La redevance n'est donc pas strictement proportionnelle au volume. C'est la relation taille / fréquence qui est un indice de la quantité. Le dispositif est incitatif car les usagers ont la			

possibilité de changer de bac. Ils peuvent même se grouper entre voisins pour utiliser un seul bac (ce qui diminue les coûts de collecte).

Les premiers mois ont été difficiles car la facture de certains foyers a été jusqu'à tripler. Cela s'explique par le fait que la nouvelle allocation favorise l'habitat collectif équipé de gros conteneurs au détriment des résidences individuelles. Un gros effort d'explication a été nécessaire. Il n'existe pas d'éléments solides permettant de conclure sur l'effet de la réforme sur la prévention.

**D'après Amorce (2001), Fauvre (2000)**

### **3 Qui doit payer ? Les producteurs ou les ménages ?**

Ces quelques exemples étrangers suggèrent qu'il est possible de faire différemment de ce qui se fait en France. Il reste à discuter les vertus et les inconvénients des évolutions envisageables. Dans cette perspective, une question est plus difficile que les autres : est-ce que le tarif incitatif doit être appliqué en aval au niveau des ménages sous la forme d'une redevance au poids ou au volume ou en amont sur les producteurs de biens sous la forme d'une redevance payée aux sociétés agréées ? La réponse n'est pas immédiate car l'intensité de la prévention à la source peut dépendre de décisions prises à la fois par les ménages et par les producteurs de biens, dont les choix d'emballages conditionnent le potentiel "déchet" d'un produit. Nous allons discuter les éléments de réponse fournis par l'analyse économique.

#### **3.1 Quelles sont les marges de manœuvre respectives des producteurs et des ménages pour prévenir la production de déchet ?**

Pour entamer l'analyse, examinons les options dont disposent les producteurs ou les ménages pour contribuer à la prévention. Au préalable, il convient de préciser quels sont les producteurs qui, en amont, ont une influence potentielle sur le contenu de nos poubelles. Le tableau 2 rappelle la composition de la poubelle moyenne française. Au vu de cette composition, on remarque que deux catégories de producteurs sont potentiellement concernées :

- Les conditionneurs utilisant des emballages pour conditionner leurs produits. Les déchets d'emballage représentent 40 % du poids humide de la poubelle moyenne.
- Les éditeurs de journaux, magazines, prospectus publicitaires qui constituent 12 % du poids de la poubelle.

Cela nous conduit à une première observation : seuls les ménages sont capables d'influencer par leur choix le flux résiduel (putrescibles, déchets textiles, etc.). Cela a une conséquence importante pour la question traitée dans cette section : seule une tarification en aval peut avoir un effet sur la fraction des déchets qui ne sont ni des déchets d'emballages, ni de vieux papiers.

**Tableau 2** Composition d'une poubelle moyenne en poids humide – évaluation pour 1998 sur chiffres 1993 (source : ADEME)

Type de déchet	
Emballages dont:	40 %
verre	13 %
plastique	11 %
complexes	1 %
métaux	4 %
papiers – cartons	13 %
Papiers- cartons hors emballages (journaux, prospectus publicitaires, ...)	12 %*
Déchets putrescibles (épluchures, etc.)	29 %
Textiles	6 %
Divers	13%

\* *Extrapolation de l'auteur à partir de chiffres ADEME*

Pour aller plus loin, le tableau 3 présente de manière synthétique les options pratiques dont dispose les ménages, les conditionneurs et les éditeurs de journaux et autres prospectus publicitaires. Ce tableau fait apparaître trois points importants pour la suite de l'analyse.

Primo, à la différence des producteurs, les ménages ont à leur disposition des options qui permettent de diminuer les paiements sans réduire à la source. Ces

options posent problème parce qu'elles sont illégales, parce qu'elles ont des effets négatifs sur l'environnement (incinération individuelle, décharges sauvages) ou parce qu'elle ne conduise qu'à une réduction à la source apparente (le détournement de flux dans la poubelle des voisins). Les inciter à la réduction à la source par un tarif, c'est aussi les inciter à utiliser ces options. C'est un inconvénient de la tarification en aval. Ces comportements ne peuvent être contenus que par des mesures d'accompagnement de pédagogie, mais aussi de contrôle et de sanctions des comportements illégaux.

**Tableau 2 Les options à disposition des producteurs et des ménages pour diminuer leur niveau de paiement s'ils sont soumis à des tarifs incitatifs**

Types d'acteurs	Fraction des déchets concernée
<p><b>Ménages :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Décision d'achat de produits (quantité achetée mais aussi type de produit acheté)</li> <li>• Compostage individuel</li> <li>• Détournement de flux de déchets : décharge sauvage, incinération individuelle, etc.</li> </ul>	<p>Tout <b>sauf</b> les publications distribuées gratuitement dans les boîtes à lettres (=COUNA : courriers non adressés)</p>
<p><b>Conditionneurs :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Choix de la nature du matériau d'emballage</li> <li>• Choix du poids et du volume unitaire de l'emballage</li> </ul>	<p>Essentiellement, déchets d'emballage</p>
<p><b>Editeurs journaux, prospectus publicitaires, etc.</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Choix du type de papier</li> <li>• Quantité distribuée pour les gratuits (prospectus publicitaires)</li> </ul>	<p>Papiers hors emballages</p>

La seconde remarque porte sur la fraction de déchets d'emballage. En la matière, les décisions de prévention des ménages et des conditionneurs sont *interdépendantes* du fait de l'existence d'un marché sur lesquelles ils interviennent comme offreurs ou comme demandeurs. Développons brièvement l'argument. En amont, le producteur affecte la réduction à la source via le choix de quatre variables : la nature du matériau d'emballages, le volume et le poids unitaire de l'emballage et le nombre d'unités mises sur le marché. Mais il prend ces décisions sous la contrainte de son environnement économique. Or dans cet environnement économique, il y a des consommateurs qui doivent acheter ses produits. La décision d'achat de ces derniers ne dépend pas seulement du prix : le type d'emballages (matériau, poids, volume) est un élément clé du marketing de nombreux produits, notamment alimentaires. En conséquence, le choix du matériau d'emballage, du volume et du poids unitaire est une décision jointe de producteurs concevant des produits achetés par des consommateurs. Cette interdépendance doit être prise en compte dans l'analyse pour identifier le niveau adéquat de tarification. C'est ce que permet de faire un célèbre théorème économique que l'on doit à Ronald Coase que nous allons présenter immédiatement.

### **3.2 Le Théorème de Coase (1960) : les conditionneurs doivent payer pour les déchets d'emballage**

Ce théorème est très général et permet d'analyser les interdépendances entre des agents économiques immergés dans un système de marché. Coase a d'ailleurs obtenu le prix Nobel d'économie de 1991 pour cette contribution. Une formulation du théorème adaptée à notre problème serait la suivante :

*Si le marché final est concurrentiel (c'est-à-dire si un grand nombre d'intervenants assurent une forte compétition) et si les producteurs conçoivent leurs produits uniquement pour la France dans laquelle tous les consommateurs sont assujettis à une redevance incitative, alors la tarification en amont ou la tarification en aval ont le même effet sur les choix des producteurs et des consommateurs et donc la même efficacité.*

Le théorème repose sur l'idée qu'un marché concurrentiel transmet parfaitement en amont ou en aval le "signal-prix" lié à la tarification incitative du service des déchets ménagers. Si, par exemple, le tarif est amont, le producteur va être confronté à un choix entre deux options "payer" ou "réduire à la source pour éviter de payer". Il réduira à la source pour une part puis transmettra tout ou partie du coût résiduel dans le prix de son produit qui augmentera en conséquence. De l'autre côté du marché, le consommateur sera alors confronté à des produits aux profils différents selon les choix effectués par les producteurs. Certains produits seront moins emballés car le producteur disposait d'option de réduction à la source peu coûteuse, et donc moins chers. D'autres produits seront plus emballés et plus chers. Confronté à cette offre différenciée, il prendra une décision d'achat combinant, dans des proportions variables, trois options : "payer plus chers des produits très emballés" ; "payer moins chers des produits moins emballés" ; "réduire la quantité

de produits achetés". Les deux dernières options conduiront à une réduction à la source. Au final, le tarif amont aura modifié les comportements des producteurs mais aussi celui des ménages et tout deux auront contribué à la prévention. Nous n'effectuerons pas ici le raisonnement symétrique de la transmission en amont d'un tarif en aval car il obéit à la même logique générale. Ce que nous dit le théorème de Coase est que les modifications de comportements induites par une tarification incitative sont identiques que le tarif soit appliqué en amont ou en aval.

Mais le Théorème de Coase n'est valable que sous les conditions énoncées plus haut. Elles sont cruciales. Supposons par exemple que le marché n'est pas concurrentiel parce que les producteurs sont en situation de monopole. Chaque producteur pourra alors répercuter intégralement le tarif amont dans le prix de leur produit sans réduire à la source et le consommateur se retrouvera devant un produit plus cher sans alternative moins emballée et moins chère. De la même façon, si l'on relâche la seconde condition en considérant que le tarif en aval n'est utilisé que dans quelques communes, le signal prix transmis en amont vers un producteur effectuant des choix à une échelle territoriale supérieure sera très dilué.

Ces conditions sont-elles remplies en France dans le cas des déchets d'emballage ? La condition sur la concurrence semble valide. Le marché final des biens de consommation courante, l'alimentaire notamment, est un marché très concurrentiel où cohabitent de grandes entreprises (Danone, Nestlé) et de nombreuses PME produisant souvent des produits pour le compte des distributeurs.

Le fonctionnement de ce marché est d'ailleurs compatible avec une tarification amont pour une seconde raison, plus subtile. Sa logique concurrentielle est d'ores et déjà fondée pour partie sur des stratégies de différenciation "produits" notamment via le choix des emballages. C'est d'ailleurs cette logique qui fait de l'emballage un support marketing majeur et qui génère beaucoup de déchet. Or un signal-prix sur les déchets d'emballages induisant une différenciation produit en termes de potentiel "déchets" n'entrerait pas en contradiction avec cette logique marchande de différenciation. Au contraire, elle pourrait s'appuyer sur elle. Elle conduirait simplement à en modifier le contenu au profit d'une diminution du potentiel déchet des produits.

La seconde condition du Théorème de Coase n'est en revanche pas remplie. Il est clair que les espaces des consommateurs soumis à la redevance en France (quelques communes) ne sont pas à la même échelle géographique que le niveau de ceux qui, en amont, font les choix de conception produit. Ces choix sont même effectués au niveau national, voire européen ou mondial pour certains produits (les eaux minérales par exemple). Cela disqualifie le tarif aval pour les déchets d'emballage. Faute d'un développement généralisé du tarif aval, la transmission en amont du signal-prix a toutes les chances d'être extrêmement diluée.

L'application du Théorème de Coase conduit donc à préconiser sans ambiguïté la tarification amont pour les déchets d'emballage. Cette préconisation est d'autant plus forte que d'autres arguments plaident en faveur de cette solution. Primo, comme nous l'avons déjà signalé, le tarif aval incite à des comportements négatifs de détournement de flux, de dépôts sauvages, d'incinération individuelle non contrôlée. Secundo, l'assiette aval ne peut différencier par nature de matériau : il est techniquement impossible d'aller mesurer dans chaque poubelle les proportions respectives de plastiques, cartons, etc. Le tarif amont peut le faire. Il le fait

d'ailleurs dans la pratique dans le barème amont de Eco-Emballages par exemple.<sup>3</sup> C'est un avantage du tarif amont qui est ainsi capable d'influencer plus directement les choix matériau ce qui est utile pour la réduction à la source mais également pour améliorer la recyclabilité des déchets d'emballage. Enfin, un tarif amont ne menace pas la compétitivité internationale des entreprises : l'obligation s'impose à tous les producteurs mettant des produits sur le marché français quel que soit leur lieu de production.

### **3.3 Le cas particulier des vieux papiers**

Dans la discussion précédente, nous avons écarté le cas des vieux papiers pourtant non négligeables d'un point de vue quantitatif avec 12 % du poids humide des poubelles. Est-ce que les arguments développés à propos des déchets d'emballage et des conditionneurs s'appliquent à ce flux de déchet ? Oui dans les grandes lignes. Pour le montrer, il est nécessaire de distinguer le cas des vieux journaux et magazines du cas des prospectus publicitaires qui ont pour caractéristique d'être distribués gratuitement dans les boîtes à lettres.

Pour les journaux et magazines, le Théorème de Coase conduit aux mêmes conclusions que pour les déchets d'emballage. Nous avons un marché assez concurrentiel. Une tarification amont permettra alors de transmettre en aval un signal prix qui conduira ainsi tous les niveaux à participer à la prévention. Pour les seconds, la situation est un peu plus défavorable. Il ne peut y avoir de transmission aval du signal prix d'un tarif amont puisque, par définition, ces "biens" sont gratuits et donc sans prix. Dans l'hypothèse d'un tarif amont les ménages ne participeront donc pas à la prévention. Faut-il alors préférer un tarif aval ? Non, car les ménages ne choisissent pas ce qui arrive dans leur boîte à lettres. Ils ne peuvent pas non plus réduire à la source. Au final, seule une tarification amont peut gérer le problème et elle doit être vigoureuse puisque seuls les acteurs amont peuvent réduire à la source.

## **4 Combien doivent payer les ménages et les producteurs ?**

Nous venons de montrer que les producteurs doivent payer pour les déchets d'emballage, les vieux papiers et que les ménages doivent payer pour la fraction résiduelle. Il est maintenant nécessaire de s'interroger sur le montant de ces paiements. L'outil analytique adéquat pour traiter ce point est le principe d'internalisation des coûts dont l'origine remonte aux travaux d'Alfred Pigou (1920). Une définition générale serait la suivante. Le fait qu'un agent économique

---

<sup>3</sup> Remarquons qu'il a mis longtemps puisque cette différenciation n'existe que depuis 1997.

(un ménage ou un producteur dans notre cas) supporte la totalité des coûts et des bénéfices induits par sa décision va le conduire à prendre une décision conforme à l'intérêt général de la société. Ces coûts et bénéfices ne doivent pas se limiter aux conséquences strictement économiques. Ils doivent en particulier inclure les dommages environnementaux qui correspondent à des coûts dits externes car supportés par autrui, qui sont alors traduits en termes monétaires.<sup>4</sup>

On peut présenter sur un exemple simple la raison pour laquelle cette internalisation des coûts conduira les agents économiques à prendre des décisions conformes à l'intérêt général. Considérons un ménage consommant de l'eau potable. Le principe prescrit que lui soit imputé tous les coûts d'adduction d'eau potable, d'assainissement des eaux usées dont sa consommation individuelle est à l'origine. Il prescrit d'y ajouter les dommages environnementaux induits en les traduisant en termes monétaires. Par exemple, le ménage doit payer les conséquences de la pollution des eaux par le phosphore provenant des lessives qu'il a employées. Alors, si le ménage supporte tous ces coûts, il fixera sa consommation à un niveau tel que sa satisfaction individuelle sera supérieure à la somme de tous les coûts induits par cette consommation. Le bilan pour la société sera donc positif puisque la somme des coûts restera, quoi qu'il advienne, inférieure à la somme des bénéfices (qui se limite dans cet exemple simple à la satisfaction individuelle du ménage).

Si nous appliquons le principe d'internalisation des coûts à notre question, nous obtenons alors la réponse suivante. Les producteurs doivent payer la totalité du coût comptable du service de collecte, de traitement et de recyclage des déchets d'emballage *si* ce coût comptable reflète la totalité des coûts induits par ces opérations. Le *si* est important. En particulier, il implique que les coûts environnementaux externes soient intégralement reflétés dans le coût comptable du service via un système d'éco-taxes tarifant les externalités de la post-consommation à leur niveau ou via des normes réglementaires contraignant au niveau adéquat les activités de la post-consommation. De façon similaire, les ménages doivent payer la totalité du coût comptable correspondant à la fraction hors emballages à la condition que le coût comptable inclue les externalités.

Cette réponse appelle un commentaire. Les instruments dont nous discutons sont d'abord considérés comme des instruments de financement du service public des déchets ménagers, c'est-à-dire des instruments permettant la couverture du coût comptable du service. Dans cette perspective financière, chaque catégorie d'acteurs doit payer la totalité du coût comptable du service public des déchets correspondant au flux dont il a la charge. Ainsi la logique financière et le principe d'internalisation des coûts ne conduisent à la même préconisation qu'à une condition : les externalités de la post-consommation doivent être intégralement reflétés dans le coût comptable.

---

<sup>4</sup> On peut remarquer que cette définition est parfois assimilée à celle du Principe Pollueur Payeur (PPP). C'est inexact si l'on s'en tient à la définition du PPP telle qu'elle apparaît dans le droit français (l'article 200-1 de la Loi Barnier de 1995) ou de l'Union Européenne. La définition juridique du PPP est que le pollueur doit supporter la totalité des coûts des mesures de réduction de la pollution. C'est donc un principe qui, avant tout, interdit de subventionner la dépollution.

Nous venons de voir ce que prescrivait le principe d'internalisation des coûts. La pratique en France respecte-t-elle cette prescription ? La réponse est négative car les sociétés agréées ne contribuent que très partiellement au coût comptable de la gestion des déchets d'emballages. C'est la notion de coût "partagée". Les ménages, quant à eux, payent le solde et la totalité du coût de la fraction hors emballages. Cette répartition n'a pas de légitimité économique : les producteurs payent trop peu.

La pratique française peut diverger des prescriptions de la théorie économique d'un second point de vue si le coût comptable du service n'intègre pas la totalité des coûts environnementaux. Mais ce point est difficile à trancher en l'état actuel des connaissances. A priori, seules les externalités liées à l'enfouissement en décharge sont tarifées via la TGAP sur les déchets. On peut même soupçonner que son taux, 9,15 Euros par tonne actuellement, ne reflète qu'une part des coûts externes de la décharge. Mais d'autre part, les modes d'élimination (décharge et incinération) ont vu leurs contraintes réglementaires nettement sévèrisées au cours des années 90. Même si ces réglementations ont connu des problèmes d'application, on ne peut exclure la possibilité que les normes en vigueur internalisent à un niveau adéquat les externalités. Si tel n'était pas le cas, remarquons qu'il pourrait être légitime d'un point de vue économique de faire payer les ménages et les producteurs *plus* que le coût comptable du service.

## **5 Est-ce que cela marche (ailleurs) ?**

Notre analyse dessine une réforme profonde du financement du service public des déchets ménagers qui s'articulerait autour de deux points :

- Un transfert intégral du coût de la gestion des déchets d'emballage et des vieux journaux, et prospectus publicitaires vers les producteurs via une augmentation des contributions des sociétés agréées. Pour les déchets d'emballage, les sociétés continueraient à être abondées par des redevances "amont" différenciées par matériau et prenant en compte le poids ou le volume unitaire des emballages mises sur le marché.
- Pour la fraction résiduelle, l'adoption de système de redevances au poids ou au volume par les collectivités pour inciter les ménages à réduire à la source.

Cette réforme est proposée sur la base d'arguments qui sont, à ce stade, essentiellement théoriques. Or, comme nous l'avons déjà évoqué, certains pays et quelques villes françaises se sont d'ores et déjà engagés dans cette voie. Quel est le retour d'expérience ? Les résultats sont-ils conformes aux attentes ? Nous allons passer en revue quelques études récentes apportant de premiers éléments de réponse.

Signalons immédiatement, pour le regretter, qu'il n'existe pas d'études sérieuses sur la France. Quelques communes, dont la plus importante est Besançon en 1998, se sont lancées dans des redevances incitatives. La boîte 2 a présenté plus

haut l'expérience bisontine. Mais l'effet de ces réformes sur les comportements de prévention des ménages n'a pour l'instant pas été évalué. Nous en sommes réduits à examiner les expériences étrangères, ce que nous ferons en distinguant les tarifications amont et les redevances incitatives en aval. Nous allons d'abord discuter l'exemple allemand du DSD.

## **5.1 La tarification en amont : le cas du Duales System Deutschland**

Au début des années 1990, l'Allemagne a décidé d'adopter un principe de responsabilité des producteurs élargie à la post-consommation pour les déchets d'emballage. Pour le mettre en œuvre, une organisation monopolistique DSD - dont Eco-Emballages s'est largement inspiré – a été créée. Elle collecte auprès des producteurs des contributions pour financer la gestion des déchets d'emballage. Le principe de responsabilité élargie a conduit à ce que ces contributions en amont couvrent la totalité du coût comptable induit par les déchets d'emballage ménagers. En conséquence les taux du barème amont du DSD sont très nettement supérieurs à ceux du barème d'Eco-Emballages.

Pour le montrer, livrons-nous à une rapide comparaison des barèmes actuellement en vigueur. Dans les deux pays, la contribution comprend deux parties : une part variable liée au poids en matériau et une part fixe par unité d'emballage qui peut être différenciée selon la taille de l'emballage (en Allemagne) ou non (en France). La part variable de la contribution est présentée dans le tableau 4.

La différence entre ces contributions au poids est de l'ordre d'un facteur qui varie de 10 à 20 sauf pour les papiers - cartons. Mais ce dernier taux n'est pas comparable car le DSD exclue de cette catégorie les complexes de carton (ex. : TetraPak) qui ont un taux spécifique beaucoup plus élevé.

Considérons maintenant la seconde composante du barème amont : la part fixe par unité d'emballage. Le système est extrêmement simple en France. Chaque emballage paye une part fixe de 0,1 centimes d'Euro. En Allemagne, cette partie prend en compte la taille de l'emballage, mesurée soit en volume pour les emballages creux ou en surface pour les emballages plats. Au lieu de présenter en détail le mode de calcul complexe de la contribution unitaire allemande, considérons un exemple pour illustrer l'écart entre les systèmes allemand et français à ce niveau : les unités d'emballage d'un volume compris entre 0,4 litres et 3 litres payent 0,46 centimes d'Euro par kg en Allemagne.

Quel est alors l'effet incitatif de réduction à la source du DSD ? DSD avance que, lors de la mise en place de ce système, la quantité d'emballage mis sur le marché allemand aurait diminué de 14 % sur la période 1991-1995.

**Tableau 4 Comparaison de la part variable au poids dans les barèmes "amont" de Eco-Emballages et du DSD (en centimes d'euro par kg)**

<b>Matériau</b>	<b>DSD*</b>	<b>Eco-Emballages**</b>
Verre	7,60	0,33
Papiers-cartons	20,40	11,10
Acier	28,60	2,06
Aluminium	76,60	4,12
Plastique	150,80	16,17
Complexes de cartons	86,40	-
Autres composites	107,40	-
Matériaux naturels (bois,...)	10,20	-

\* valable depuis le 1/1/2002

\*\* valable depuis 1/4/2002

## **5.2 La tarification en aval : les redevances incitatives aux USA et aux Pays-Bas**

Les études mesurant l'effet incitatif des redevances au poids ou au volume sont plus nombreuses. Dans cette revue, nous nous sommes limités aux études quantitatives (économétriques) qui apprécient l'effet des redevances sur la prévention, mais aussi sur le tri à la source, sur des bases de données quantitatives décrivant des ménages ou des collectivités. Nous avons retenu deux études récentes qui nous sont apparues comme les plus abouties méthodologiquement.

### **Linderhof V., P. Kooreman, M. Allers, D. Wiersma (2001)**

Cette étude porte sur le bourg rural hollandais d'Oostzaan qui a introduit un système de redevance fondé sur le poids en 1992. C'est une étude sur données de panel, c'est-à-dire qu'elle compare le comportement de ménages avant et après l'introduction d'une redevance dans une commune particulière. La base de données est importante puisque la quasi-totalité de la population (4080 ménages) est observée sur 42 mois. Ce type d'études présente l'avantage méthodologique d'observer les changements au niveau individuel des ménages (par opposition à

l'observation des changements au niveau agrégé de la commune). Cela permet d'éviter des biais liés à l'évolution de composition de la commune concomitante à l'introduction de la redevance et pouvant avoir un effet sur la production de déchet, par exemple une évolution démographique.

Dans cette commune, préexistait un système de collecte en porte-à-porte par deux conteneurs, l'un pour la fraction compostable et l'autre pour la fraction résiduelle. Par ailleurs, les recyclables faisaient l'objet d'apport volontaire. Ces dispositifs n'ont pas été modifiés lors l'introduction d'une redevance au poids. Les résultats sont les suivants :

- À court terme, on a mesuré une diminution de 30 % de la collecte des déchets totaux (compostables et résiduels)
- À long terme, après trois ans, l'effet incitatif est encore plus élevé (42 %) et la diminution de la fraction résiduelle atteint 56 %.
- Une autre étude, citée dans l'article, évalue à 4-5 % de diversion des flux (décharge illégale, dépôt dans les poubelles d'autres communes, etc.)

#### **Fullerton D. et T.C. Kinnaman (2000)**

C'est une étude américaine sur données croisées qui comparent des communes ayant introduit des redevances avec des communes n'ayant pas fait ce choix. L'avantage de cette stratégie méthodologique est de pouvoir expliquer des facteurs, notamment macroéconomiques, affectant la production de déchet dans l'ensemble des communes. Elle paraît irréprochable d'un point de vue méthodologique. En effet, la base de données est importante : 959 villes américaines dont 148 ayant introduit des redevances incitatives. De plus, l'analyse contrôle l'existence d'un possible problème d'endogénéité : les communes ayant choisi une redevance sont a priori également celles qui ont la fibre la plus verte et donc des électeurs-citoyens au comportement plus environnemental. La moindre production de déchet observée dans ces communes peut donc résulter de deux causes distinctes : (i) la redevance ou (ii) un biais d'auto-sélection des communes. Le modèle économétrique employé permet d'isoler l'effet de ces 2 facteurs. Les résultats sont très intéressants. On observe :

- Un effet important sur la quantité de déchet produit : - 170kg par habitant par an alors que la production moyenne dans l'échantillon, toute commune confondue, est de 413 kg par habitant et par an.
- Pas d'effet sur les quantités recyclées qui font l'objet d'une collecte gratuite en porte-à-porte. Cela pourrait signifier que les citoyens avaient déjà décidé de trier avant l'introduction de la redevance comme si ce geste (à la différence de la réduction à la source) relevait d'une logique non financière, civique.

### **Que retenir de ces deux études ?**

Elles convergent pour montrer des effets importants sur les quantités de déchets collectés. Elles suggèrent que les effets sont moindres, parfois nuls, sur les quantités recyclées (dans les deux études, un système de collecte sélective gratuite est en place). Enfin, ces études laissent dans l'ombre un point clé : quelle est la composition des réductions observées au niveau de la fraction résiduelle ? Est-ce due à une modification du comportement de consommation, à du compostage individuel ou à des détournements de flux ? Des analyses préliminaires de Kinnaman et Fullerton dans un autre article de 1996 sur la ville de Charlottesville en Virginie suggèrent que les détournements de flux pourraient, dans le contexte américain, expliquer une partie non négligeable des réductions constatées (28-43 %). En revanche, le détournement à Oostzan serait négligeable d'après une autre étude (4-5 %).

## **7 Conclusions**

L'analyse menée dans cet article nous conduit d'abord à plaider pour l'introduction d'une véritable tarification en amont des producteurs. Cela est notamment vrai pour les déchets d'emballage. Pour cette fraction du flux de déchets, une responsabilité des producteurs élargie à la post-consommation présente de nombreux avantages. Tout d'abord, les producteurs en amont disposent de marges de manœuvre importantes au niveau de leur choix d'emballage pour prévenir la production de déchet. Ensuite, un tarif amont n'empêche pas les ménages consommateurs de participer à la prévention. Au contraire, le tarif amont suscite une offre de produits diversifiée du point de vue de leur potentiel "déchets" et de leur prix. Cela offre la possibilité aux consommateurs d'intégrer la réduction à la source dans leur comportement d'achat. En outre, les obstacles pratiques à la mise en œuvre d'un tarif amont sont réduits dans la mesure où il s'agit simplement d'aller plus loin que ce qui est déjà en place via les contributions des sociétés agréées du type Eco-Emballages en affectant la totalité du coût de la gestion des déchets d'emballage. Enfin, la tarification en amont évite les effets pervers liés au détournement de flux, à la décharge sauvage, à l'incinération individuelle non contrôlée, potentiellement suscitée par des redevances aval.

En tout état de cause, la réforme sur l'amont nous apparaît prioritaire. Mais une responsabilité élargie du producteur ne peut influencer sur la fraction du flux de déchets qui n'est pas constituée de déchets d'emballage, de vieux papiers, de piles, etc. soit environ 50 % du poids total des déchets. Pour cette fraction, les expériences étrangères et les quelques expériences françaises montrent que la mise en place de redevances au poids ou au volume est possible et qu'elle peut avoir des effets significatifs de réduction de la quantité de déchets collectés, de promotion du compostage individuel et du tri sélectif. Mais à partir du moment où une redevance incite à réduire à la source, elle incite également à adopter des comportements plus

dommageables de détournement de flux, de dépôts sauvages, etc. Cette réforme doit donc nécessairement anticiper ce type de problème via une politique d'accompagnement fondée sur un travail de communication et de pédagogie, mais aussi de contrôle et de sanction des comportements déviants.

Par ailleurs, nous n'avons pas discuté dans cet article des obstacles d'ordre pratique à la mise en place de système de REOM incitatives ou les effets distributifs négatifs du passage de la TEOM à la REOM qui sont souvent mis en avant dans les débats. Comme nous le signalions dans l'introduction, l'étude d'AMORCE (2001) en propose une très bonne discussion. Remarquons simplement que les difficultés pratiques sont surmontables comme suffit à le montrer les communes qui se sont d'ores et déjà engagées dans cette voie. Enfin, le caractère potentiellement socialement régressif du passage d'une TEOM fondée sur la valeur locative à une REOM incitative - les familles nombreuses vont payer plus à taille de logement équivalente, par exemple - sont a priori gérables par une différenciation des tarifs sur des critères sociaux. Les municipalités sont parfaitement à l'aise avec ces stratégies tarifaires quand il s'agit de centres de loisir, de crèches ou de colonies de vacances.

Remarquons enfin que, pour simplifier notre propos, nous nous sommes essentiellement concentrés sur le cas des producteurs à l'origine des déchets d'emballage. Les arguments utilisés, qui conduisent à préconiser une tarification en amont pour ces déchets, peuvent s'appliquer modulo quelques changements mineurs à d'autres types de déchet: Véhicules Hors d'Usage (VHU), piles, COUNA, etc.

## **Remerciements**

Je tiens à remercier Frédéric Miessner, Gildas de Muizon et Rémi Risser pour leurs commentaires sur une précédente version de l'article. Les opinions exprimées et les erreurs qui y demeurent sont cependant de ma seule responsabilité.

## **Références**

AMORCE (2001) Financement du service public de gestion des déchets ménagers, étude réalisée pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, juillet, 43 p.

AMORCE (2002) Qui finance le service public local des déchets ?, octobre, Lyon

Coase R.H. (1960) "The problem of social costs", *Journal of Law and Economics*,

- Fauvre D. (2000) La tarification unitaire du service public des déchets : une réforme nécessaire, thèse professionnelle du Mastère de Management Public et de Maîtrise Technique, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 37 p. + annexes.
- Fullerton D. et T.C. Kinnaman (1996) "Household response to pricing garbage by the bag", *American Economic Review*, 86(4), pp 971-84
- Fullerton D. et T.C. Kinnaman (2000) "Garbage recycling in communities with curbside recycling and unit-based pricing", *Journal of Urban Economics*, 48(3), pp 419-42
- Linderhof V., P. Kooreman, M. Allers, D. Wiersma (2001) "Weight-based pricing in the collection of household waste: the Oostzaan case", *Resource and Energy Economics*, 23, pp 359-71
- Pigou, A. (1920) *The Economics of Welfare*, McMillan