

Le concept de Responsabilité Elargie du Producteur et la réduction à la source des déchets de consommation

Matthieu Glachant, CERNA, Ecole des Mines de Paris¹

à paraître dans les Annales de Mines

Février 2005

1 Introduction

Si l'on considère que la prévention des déchets ne doit pas rester une incantation, que faire pour inciter les acteurs concernés à réduire à la source ? La question se pose en termes différents selon qu'elle s'applique aux producteurs de biens manufacturés en amont qui conçoivent les produits et donc leur potentiel "déchet" ou aux ménages producteurs des déchets issus de leur activité de consommation. Pour ces derniers, l'article de Olivier Arnold dans ce numéro évoque l'intérêt des redevances incitatives. Nous nous concentrons ici sur le cas des producteurs.

En la matière, il est admis que l'implication des producteurs en matière de déchets de consommation passe par l'application du concept de Responsabilité Elargie du Producteur (REP). Ce concept, initialement promu par l'OCDE, désigne des dispositifs qui transfèrent la responsabilité en matière de gestion des déchets des municipalités vers les producteurs. Il repose sur une logique d'internalisation des coûts. Des producteurs responsabilisés seront amenés à prendre en compte les coûts de la post-consommation lors de la conception de leurs produits. La REP fournit ainsi des incitations à la prévention. Dans la pratique, les producteurs exercent souvent cette responsabilité collectivement à travers des éco-organismes. En France, le plus connu est Eco-Emballages qui finance la collecte sélective et le recyclage des déchets d'emballage pour le compte des entreprises de la grande consommation. A travers quelques exemples français et étrangers, nous allons développer un point de vue d'économiste sur les propriétés que doit posséder un programme de REP pour promouvoir efficacement la réduction à la source. Trois questions retiendront plus particulièrement notre attention. Les programmes de REP doivent-ils être collectifs ou individuels ? Le transfert de responsabilité doit-

¹ L'auteur tient à remercier la rédaction pour ses commentaires éclairés d'une première version de l'article.

il être partiel ou intégral ? Enfin, au final, le coût de la REP est-il supporté par les producteurs ou les consommateurs ?

2 Des programmes de REP collectifs ou individuels ?

Lors de l'élaboration de la Directive européenne sur les déchets électroniques et électriques (2002/96/EC), une partie importante de la discussion a porté sur la nature de la responsabilité du producteur. Devait-elle être exercée collectivement ou individuellement ? L'industrie était elle-même divisée sur la question. Quelques producteurs très importants étaient en faveur d'un principe individuel censé mieux récompenser les efforts individuels de prévention et d'amélioration de la recyclabilité des produits. Qu'en est-il vraiment ?

En fait, comme l'expliquent Van Beukering et Hess (2002), il convient de clarifier la signification précise des notions de responsabilités collective et individuelle. Dans ce but, ils proposent de distinguer deux fonctions exercées par un programme de REP : la manière dont sont organisés la collecte et le traitement des déchets d'une part, et le mode de financement de ces activités d'autre part.

Comme le montre le Tableau 1, un producteur peut organiser individuellement la collecte et le traitement de ses déchets. XEROX a fait ce choix pour réutiliser ses photocopieurs, IBM pour le recyclage de ses serveurs. Développer ainsi une infrastructure individuelle de collecte et de traitement n'est pratiquement envisageable que dans des contextes business-to-business caractérisés par un nombre limité d'acteurs, notamment en aval. En conséquence, les dispositifs collectifs de gestion de la collecte et du traitement des déchets sont infiniment plus répandus. Dans ces systèmes, un éco-organisme, pour reprendre la terminologie française, gère l'infrastructure qui organise la collecte et le traitement des déchets pour le compte des ses membres. Le plus souvent, il utilise d'ailleurs l'infrastructure existante des municipalités et finance les collectivités pour que celles-ci adaptent l'infrastructure au développement du recyclage ou de la collecte sélective. Plus rarement, comme le fait DSD pour les déchets d'emballages en Allemagne, l'éco-organisme gère en direct sa propre infrastructure.

Tableau 1 Distinction entre programmes collectifs et individuels de REP

	<i>Modalité de collecte et de traitement</i>	<i>Mode de financement par les producteurs</i>
<i>Individuel</i>	Chaque firme organise la gestion des déchets générés par ses produits (Ex: Xerox et ses photocopieurs, IBM et ses serveurs)	Chaque firme paye sur la base du coût spécifique de la collecte et du traitement des produits qu'elle a mis sur le marché (Ex: ICT aux Pays Bas, emballages en Allemagne)
<i>Collectif</i>	Les firmes organisent collectivement la gestion de leurs déchets (Ex: la plupart des programmes de REP)	Chaque firme paye sur la base d'un coût moyen de collecte et de traitement des déchets (Ex: RECUPEL en Belgique qui collecte 20 euros par réfrigérateur mis sur le marché, et ce quel que soit le modèle)

Le fait d'organiser collectivement la collecte et le traitement des déchets n'affecte en rien la concurrence en amont entre les producteurs et les incitations individuelles à réduire à la source. En revanche, cette dimension est cruciale dès que le mode de financement de l'éco-organisme est en jeu. C'est la seconde fonction exercée par un programme de REP. En la matière, le point clé est la façon dont la contribution de chaque producteur à l'éco-organisme est calculée. Si le producteur contribue sur la base des coûts de collecte et de traitement *de ses propres déchets*, il pourra avoir une incitation à modifier ses produits pour réduire sa facture. Si le dispositif s'appuie sur des variables comme la part de marché sans lien direct avec le "potentiel déchet" de ses produits ou avec leur capacité à réduire le coût de la post-consommation, l'incitation sera nulle. Le point clé est que l'instrument de financement doit récompenser les efforts individuels de prévention.

L'existence d'un lien direct entre le niveau de la contribution individuelle et le coût individuel de la post-consommation n'est qu'une condition nécessaire pour créer une incitation. Pour qu'elle soit suffisante, il faut encore que le niveau de la contribution soit suffisamment élevé. Nous reviendrons sur ce point longuement dans la partie suivante de l'article. A ce stade, retenons que les modes individuels de financement ne sont que potentiellement incitatifs.²

Les instruments de financement potentiellement incitatifs (ou "individuels" selon la terminologie de Van Beukering et Hess) sont très répandus dans le domaine des déchets d'emballages. Ainsi, en France, chaque adhérent paie à EcoEmballages une contribution par emballage qui prend en compte le poids de l'emballage et le matériau utilisé. Compte tenue des paramètres du calcul, la contribution fournit ainsi, au moins potentiellement, des incitations à réduire le poids unitaire et à opérer des substitutions matériau réduisant le coût de la post-consommation.

Pour mettre en pratique ce type d'instrument, il est nécessaire de mesurer le poids unitaire de l'emballage et d'identifier son matériau pour chaque produit mis sur le marché. Dans le cas de l'emballage, cette opération est techniquement aisée. En outre, les incitations à réduire le poids des emballages et à opérer des substitutions matériaux sont les deux composantes essentielles de la réduction à la source pour ce type de produit. Tel n'est pas le cas pour des biens plus complexes et durables comme les Equipements Electriques et Electroniques (EEE). Pour ces biens, la facilité de démontage est par exemple un facteur clé de la réduction du coût de la post-consommation puisqu'elle diminue les coûts de la valorisation. L'augmentation de la durée de vie des appareils est un second paramètre à prendre en compte. Il est alors difficile d'imaginer une redevance unitaire qui fournirait les incitations adéquates pour à la fois augmenter la durée de vie des produits, faciliter le démontage, favoriser l'utilisation de composants moins toxiques, etc. C'est probablement la raison majeure expliquant la prédominance de modes "collectifs" de financement paramétrés sur des coûts moyens pour les EEE. Ainsi, en Belgique, l'éco-organisme RECUPEL se finance par une contribution unitaire fixe par catégorie de produits (par exemple, 20 euros par réfrigérateur). Cette contribution ne prend pas en compte les caractéristiques spécifiques de chaque produit et n'est donc pas incitative.³

Si les contributions unitaires (potentiellement) incitatives paraissent peu réalistes pour les EEE, des modes individuels de financement restent toutefois possibles. L'exemple nous en est fourni par les

² Certains analystes évoquent également la thèse selon laquelle le paiement d'une contribution "déresponsabilise" les producteurs, et empêche ainsi toute prévention. Sur le fonds, remarquons tout d'abord que l'argument repose sur une équivalence acrobatique du type "responsabilité (élargie) = déresponsabilisation". Cet argument est peut être recevable quand on parle des consommateurs – et donc de redevance incitative – dans la mesure où leur comportement n'est pas purement rationnel d'un point de vue économique. Il ne l'est pas quand on parle de producteurs cherchant à maximiser leur profit.

³ Cette affirmation doit être nuancée pour les biens d'équipement comme les réfrigérateurs pour lesquels une contribution forfaitaire peut tout de même susciter de la prévention. En effet, une contribution fixe correspond à une part plus importante du prix de vente pour les modèles d'entrée de gamme. La contribution va donc pénaliser plus fortement ce type de produits qui, par ailleurs, tendent à être moins performants du point de vue des déchets (par exemple, à cause de l'utilisation de techniques d'assemblage par soudure réduisant la démontabilité en fin de vie).

Pays Bas. Dans ce pays, deux éco-organismes en charge des EEE coexistent en raison d'un désaccord persistant entre les producteurs sur le financement de la REP. Les producteurs d'équipements informatiques et de télécommunications adhèrent à *ICT Milieu* dont le financement est individuel. Pratiquement, une fois collectés, les déchets sont triés par marques et *ICT Milieu* facture à chaque producteur la collecte et le traitement *de ses propres déchets*. Le second éco-organisme *NVMP* rassemble les producteurs de produits "blancs" et "bruns". Il utilise une redevance fixe non incitative par catégorie de produit. L'exemple hollandais montre ainsi que, même pour les biens très complexes, il est toujours techniquement possible de mettre en place un système incitatif de financement des éco-organismes. Mais il suggère également que ces instruments peuvent générer des coûts de gestion très élevés. Il est alors nécessaire de faire un arbitrage explicite entre les coûts de gestion de l'instrument financier et ses bénéfices en termes d'incitation à la prévention.

3 Transfert partiel ou total de la responsabilité ?

Faut-il une responsabilité intégrale des producteurs ? Ou doit-elle être partagée avec les municipalités ? Cette question revient à s'interroger sur la répartition du coût de la gestion des déchets entre producteurs et municipalités. Nous allons essayer de répondre à cette question à travers une comparaison des programmes de REP en matière de déchets d'emballage en Allemagne et en France. Dans ces deux pays, la responsabilité est exercée collectivement par des éco-organismes (DSD et Eco-Emballages, respectivement).

Dans les deux pays, le niveau de la contribution prend en compte le poids unitaire de chaque emballage et le matériau utilisé. En revanche, les deux systèmes divergent quant à l'ampleur du transfert de responsabilité. L'Allemagne a opté pour un transfert intégral. En conséquence, les contributions des producteurs couvrent la totalité du coût comptable induit par les déchets d'emballage ménagers en Allemagne. En France, le transfert reste partiel, les producteurs ne finançant que 43% du coût de collecte et de traitement des déchets d'emballage ménagers (ADEME, 2004).⁴

Cette différence se reflète évidemment dans le niveau des contributions unitaires. Le Tableau 2 indique les taux de la part variable. L'ordre de grandeur de la différence des taux varie de 10 à 20 sauf pour les papiers - cartons. Ce dernier taux n'est toutefois pas directement comparable car le DSD exclut de cette catégorie les complexes de carton (ex. : briques de type TetraPak) qui ont un taux spécifique beaucoup plus élevé. Cette différence de taux est toutefois partiellement compensée par le fait que le système français y ajoute une part fixe de 0,11 euros par unité d'emballage.

Remarquons le décalage existant entre le facteur de 10 à 20 au niveau des taux et le fait que EcoEmballages prenne tout de même en charge 43% du coût de la post-consommation. Une part de l'explication réside dans l'existence de la part fixe en France. Une seconde explication, plus importante, tient au coût beaucoup plus élevé de la gestion des déchets d'emballage en Allemagne du fait du choix de DSD d'opérer une infrastructure de collecte et de traitement des déchets en propre (le fameux "Duals System").

Quel a été l'impact du DSD sur la réduction à la source ? L'éco-organisme allemand avance que la mise en place du système en 1991 aurait permis de réduire de 14 % la quantité d'emballage mis sur le marché sur la période 1991-1995. La Figure 1 montre nettement que la création du DSD en 1991 coïncide avec un découplage de la croissance du PIB et de la consommation d'emballage. En France, avec des contributions plus basses, les observateurs s'accordent à dire que les réductions induites par le dispositif EcoEmballages ont été très faibles.

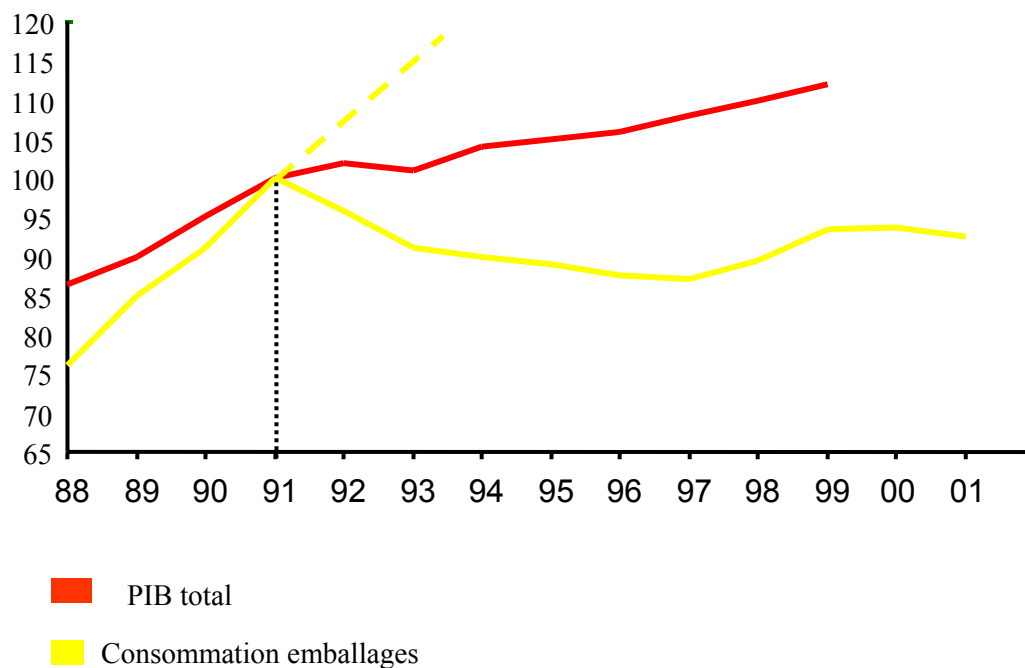
⁴ Dans la note de l'ADEME, ce chiffre de 43% ne prend en compte que les communes sous contrat calculant la part de la contribution des industriels. Conformément à la logique de la REP, il serait préférable de prendre en compte l'ensemble des communes ce qui conduit à un taux de couverture des coûts de 37%.

Pour résumer, pour observer de la réduction à la source, il ne suffit pas d'avoir des instruments de financement potentiellement incitatifs, il faut encore que le transfert de responsabilité soit intégrale pour que les contributions unitaires représentent une part non négligeable du prix de vente du produit.

Tableau 2 Comparaison des taux des barèmes "amont" de EcoEmballages et du DSD (en centimes d'euro par kg)

Matériau	DSD*	EcoEmballages*
Verre	7,60	0,36
Papiers-cartons	20,60	12,21
Acier	28,00	2,26
Aluminium	75,60	4,53
Plastique	140,30	17,78
Complexes de cartons	77,50	-
Autres composites	104,50	-
Matériaux naturels (bois,...)	10,20	-
Part fixe par unité d'emballage	0	0.11
* valable au 1/1/2005		

Figure 1 : Evolution comparée du PIB et de la consommation d'emballages ménagers en Allemagne de 1988 à 2001 (base 100 en 1991)



4 Au final, qui supporte le coût de la REP ?

Les producteurs vendent, par l'intermédiaire des distributeurs, leurs produits aux consommateurs. Cette caractéristique conduit certains à craindre que les producteurs ne répercutent intégralement le coût de la REP dans le prix des produits sans réduire à la source. Cette inquiétude repose, à notre sens, sur une mauvaise compréhension des mécanismes économiques présidant à un choix de prévention par les producteurs. Nous allons les décrire en prenant toujours l'exemple de l'emballage.

En premier lieu, il est nécessaire d'insister sur le fait que réduire à la source est le plus souvent coûteux pour les entreprises. Si ce n'était pas le cas, les entreprises réduiraient à la source sans qu'il soit besoin de développer un programme de REP. Ces coûts de la prévention sont techniques mais aussi, et sans doute surtout, commerciaux. Par exemple, la bouteille d'eau minérale de 50 cl, qui génère par litre conditionné beaucoup plus de déchets que la traditionnelle bouteille de 1,5 l, fut un succès commercial lors de sa mise en marché au milieu des années quatre-vingt dix car elle répondait à un réel besoin des consommateurs. Revenir au format unique de la bouteille de 1,5 l pour réduire à la source ne manquerait pas d'avoir des effets négatifs sur la performance commerciale des entreprises concernées.

Dans ce contexte, le producteur va être confronté à un choix entre deux options "payer la contribution" ou "réduire à la source pour diminuer le niveau de la contribution". Le coût marginal de prévention étant croissant, il réduira à la source tant que le coût de la prévention restera inférieur au niveau de la contribution puis il paiera la contribution résiduelle. Cette décision ne sera sans doute pas immédiate car réduire à la source nécessite un délai pour lancer des projets de RedD, pour concevoir de nouveaux produits, etc. Une fois effectuée la réduction à la source, le producteur pourra financer la contribution résiduelle de deux façons : en diminuant son profit ou en répercutant tout ou partie du coût financier

dans le prix de son produit. La composition de ces deux options dépendra, entre autres, de l'intensité de la concurrence sur le marché des produits et de l'élasticité de la demande. De l'autre côté du marché, les consommateurs seront alors confrontés à des produits aux profils "déchets" différents selon les choix effectués en amont par les producteurs. Certains produits seront moins emballés car leur producteur dispose de possibilités de réduction à la source peu coûteuses. Ces produits seront donc moins chers. D'autres produits seront plus emballés et donc plus chers. Confronté à cette offre différenciée, le consommateur 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" ou "réduire la quantité de produits achetés". Les deux dernières options conduiront à une réduction à la source. Au final, le tarif amont aura modifié le comportement des producteurs mais aussi celui des ménages et tous deux auront contribué à la prévention.

La description de ce processus de décisions économiques interdépendantes permet de tirer plusieurs leçons. Tout d'abord, affirmer que le producteur ne réduira pas à la source et répercutera intégralement la contribution dans le prix des produits repose sur l'hypothèse implicite que les coûts de la réduction sont toujours prohibitifs. C'est sans doute faux. Mais, même si cela était vrai, cela signifierait que la prévention est une solution très coûteuse par rapport à l'élimination ou au recyclage des déchets dont le coût est reflété dans le niveau de la contribution amont. Du point de vue de l'intérêt général, cela justifierait a posteriori l'absence de prévention. En effet, la prévention n'est pas une fin en soi ; c'est un moyen, parmi d'autres, de gérer les déchets.

La seconde leçon est que la répercussion du coût de la contribution dans le prix ne signifie pas l'absence de prévention. Elle transfère simplement la prévention potentielle des producteurs vers les consommateurs qui peuvent réduire leur production de déchets par leur comportement d'achat.

Pour être pleinement valide, ce raisonnement économique suppose que les producteurs opèrent sur des marchés très concurrentiels. En effet, supposons par exemple qu'un producteur est en situation de monopole. Il pourra alors répercuter intégralement le tarif amont dans le prix de son produit sans réduire à la source et le consommateur se retrouvera devant un produit plus cher sans alternative moins emballée et moins chère.

L'hypothèse des marchés concurrentiels est-elle vérifiée en France dans le cas des déchets d'emballage ? Je penche nettement pour l'affirmative. Le marché final des biens de consommation, l'alimentaire notamment, est un marché très concurrentiel où cohabitent de grandes entreprises (Danone, Nestlé, Procter & Gamble) et de nombreuses PME produisant souvent pour le compte de distributeurs. Le fonctionnement des marchés de la grande consommation est d'ailleurs compatible avec une logique de REP pour une seconde raison, plus subtile. Leur logique concurrentielle est d'ores et déjà fondée pour partie sur des stratégies de différenciation "produits" notamment via le choix des emballages. Cette logique fait de l'emballage un support marketing majeur, ce qui n'est pas sans conséquence sur la quantité de déchets générés en aval. Dans ce contexte, 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. Au contraire, elle pourrait s'appuyer sur elle. Elle conduirait simplement à en modifier le contenu au profit de la prévention des déchets.

Références

ADEME (2002) Niveau de prise en charge des coûts par les sociétés agréées, note du 4 novembre 2002, Département Techniques des Déchets

Beukering Van P.J.H., S.M. Hess (2002), "Economic evaluation of EPR instruments", presented at the OECD workshop on Extended Producer Responsibility – Economics of EPR, 10-11 December, 2002, Tokyo.

Glachant M. (2003) "La réduction à la source des déchets ménagers : pourquoi ne pas essayer la tarification incitative ?", *Les Annales des Mines – Responsabilité et Environnement*, n° 29, janvier.

Glachant M. (2004) "Changing Product Characteristics to Reduce Waste Generation" in OECD, *Addressing the Economics of Waste*, Paris, OECD, Chapter 9.