

Le concept de Responsabilité élargie du producteur et la réduction à la source des déchets de consommation

Comment faire du concept de Responsabilité élargie du producteur un instrument opérationnel? Faut-il des programmes collectifs ou individuels, un transfert partiel, ou total, de la responsabilité et, in fine, qui doit payer des producteurs ou des consommateurs? Des réponses à travers quelques exemples français et étrangers.

par Matthieu Glachant,
Cerna, Ecole des Mines de Paris (1)

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 d'Olivier Arnold dans ce numéro évo-

que 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 élargie 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 dès 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. Nous allons discuter, à travers quelques exemples français et étrangers, 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-il être partiel ou intégral? Enfin, au final, qui paie les coûts de la post-consommation? Les producteurs ou les consommateurs?

Des programmes de REP collectifs ou individuels?

Lors de l'élaboration de la Directive européenne sur les déchets électroniques et élec-

triques (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. Ou'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 distinguent 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, ainsi qu'IBM pour le recyclage de ses serveurs. Les dispositifs individuels de ce type sont possibles uniquement dans des contextes *business-to-business* dans lesquels le nombre d'acteurs, notamment en aval, est limité. C'est pourquoi 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 une infrastructure qui organise la collecte et le traitement des déchets pour le compte de ses membres. Le plus souvent, il utilise d'ailleurs l'infrastructure existante des municipalités qu'il contribue à financer pour qu'elles adaptent l'infrastructure au

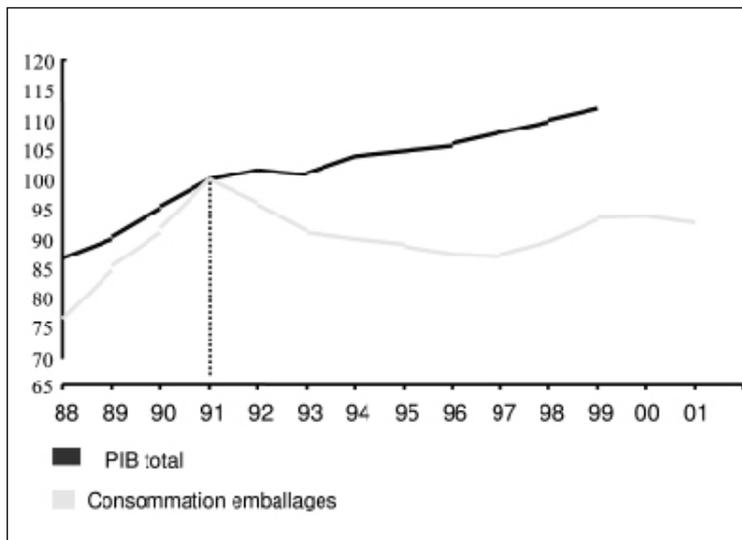
	<i>Modalité de collecte et de traitement</i>	<i>Mode de financement par les producteurs</i>
<i>Individuels</i>	Chaque firme organise la gestion des déchets générés par ses produits (Ex : Xerox et ses photocopieurs, IBM et ses serveurs)	Chaque firme paye sur la base du coût spécifique de la collecte et du traitement des produits qu'elle a mis sur le marché (Ex : ICT aux Pays Bas, emballages en Allemagne)
<i>Collectifs</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: paiement en fonction des parts de marché ou de tout autre variable sans lien direct avec le contenu en déchet spécifique de chaque produit)

Tableau 1 : REP-: Distinction entre programmes collectifs et individuels.

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.

Il est difficile de voir en quoi le fait que la collecte et le traitement des déchets soient organisés collectivement, ou non, peut affecter la concurrence en amont entre les producteurs et les incitations à réduire à la source. En revanche, cette dimension est cruciale dès que la seconde dimension de la REP, le mode de financement, est en jeu. En la matière, le point clé est la façon dont est calculée la contribution de chaque producteur à l'éco-organisme. 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, l'incitation sera nulle.

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



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

reviendrons longuement sur ce point 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 unitaire, par emballage mis sur le marché. Le calcul de cette contribution prend en compte le poids de l'emballage et le matériau utilisé par le producteur. La contribution fournit ainsi potentiellement des incitations à réduire le poids unitaire et à opérer des substitutions matériau ayant

des conséquences bénéfiques sur le coût de la post-consommation si son niveau est suffisant.

Mesurer le poids unitaire ou identifier le matériau d'un emballage est une opération 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 équipements électriques et électroniques (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 autre paramètre. Or, il est 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. Il n'est alors pas surprenant de constater que les modes «-collectifs» de financement reposant sur des contributions paramétrées sur des coûts moyens soient plus fréquents pour les EEE. Ainsi, en Belgique, l'éco-organisme Recupel se finance par une contribution unitaire fixe par catégorie de produits (Ex-: 20 euros par réfrigérateur). Cette contribution ne prend pas en compte les caractéristiques spécifiques de chaque produit et ne peut donc être incitative. Si les contributions unitaires (potentiellement) incitatives paraissent peu réalistes dans le cas des EEE, des modes individuels de financement restent toutefois possibles. L'exemple nous en est fourni par les 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. 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 mar-

ques 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 non incitative par catégorie de produit. L'exemple hollandais montre ainsi qu'il est techniquement toujours 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 donc 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. L'existence de cet arbitrage fait alors surgir une nouvelle question. Quand la REP s'exerce à travers un éco-organisme, faut-il laisser les producteurs libres

de chaque producteur un paiement correspondant au coût moyen de collecte et de traitement des produits mis sur le marché par l'ensemble des producteurs. Un producteur dont les produits génèrent moins de déchets que la moyenne de l'industrie sera lésé par ce dispositif, qui le conduit à «-subventionner- » la gestion des déchets des entreprises moins performantes. Si le mode de financement de l'éco-organisme fait l'objet d'un choix à l'unanimité, l'instrument de financement collectif ne sera alors pas adopté, sauf si les coûts de gestion de la solution incitative compensent la subvention de ses concurrents aux yeux de l'entreprise performante. Cette discussion n'est pas purement théorique. Lors de la création d'Eco-Emballages, les producteurs avaient opté pour un tarif non différencié par maté-

DK

Publicité de 1963 vantant l'emballage perdu en acier. Aujourd'hui en France, chaque adhérent paie à EcoEmballages une contribution unitaire, par emballage mis sur le marché. Le calcul de cette contribution prend en compte le poids de l'emballage et le matériau utilisé par le producteur.

de choisir l'instrument de financement-? Ou la puissance publique doit-elle intervenir? Le raisonnement économique plaide plutôt en faveur de la non intervention. Pour le montrer, raisonnons par l'absurde, en considérant un mode de financement collectif exi-

riau. A l'époque, cette décision avait été justifiée par l'état très médiocre des connaissances sur les coûts de recyclage des différents matériaux. Lors des premières années d'existence de l'éco-organisme, cette tarification induisit *de facto* un transfert financier des matériaux

plus facilement recyclables (verre, acier, aluminium) vers les moins recyclables (plastiques, papiers cartons). Dès que la connaissance des coûts par matériau fut suffisante, Eco-Emballages adopta une nouvelle tarification, différenciée par matériau.

Transfert partiel, ou total, de la responsabilité-?

Faut-il une responsabilité intégrale des producteurs-? Ou bien doit-elle être partagée avec les municipalités-? Nous allons 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 col-

lectivement par des éco-organismes (respectivement DSD et Eco-Emballages). Dans les deux pays, le principe de calcul des contributions est similaire. Elles comprennent 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). 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) (3).

Cette différence se reflète évidemment dans les taux des contributions unitaires. A titre d'illustration, nous reproduisons les taux de la part variable dans le tableau-2. 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.

Quel est l'effet incitatif de réduction à la source du DSD-? L'éco-organisme allemand avance que, après résultat de la mise en place du système en 1991, la quantité d'emballages mis sur le marché aurait diminué de 14 % sur la période 1991-1995. Le graphique confirme que la création du DSD en 1991 coïncide bien avec un découplage de la croissance du PIB et de la consommation d'emballages. En France, les observateurs s'accordent à dire que les réductions induites par le dispositif Eco-Emballages ont été très faibles. Ainsi, pour observer de la réduction à la source, il ne suffit pas d'avoir des instruments de financement potentiellement incitatifs, il faut encore que les taux pratiqués représentent une part non négligeable du prix de vente du produit.

Matériau	DSD*	Eco-Emballages**
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 le 1/4/2002		

Tableau 2 : Comparaison de la part variable en fonction du poids dans les barèmes «-amont-» de Eco-Emballages et du DSD (en centimes d'euro par kg).

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

Les producteurs vendent leurs produits aux consommateurs par l'intermédiaire des distributeurs. Cette caractéristique conduit certains à se demander si le producteur ne va pas être tenté de répercuter intégralement le coût de la REP dans le prix des produits sans réduire à la source. Au-delà, qui supportera les coûts de la REP-? Les producteurs ou les consommateurs-? Cette crainte repose sur une mauvaise compréhension des mécanismes économiques présidant à un choix de prévention par les producteurs. Nous allons les décrire en prenant l'exemple de l'emballage.

En premier lieu, il est nécessaire d'insister sur le fait que, pour les entreprises, réduire à la source est le plus souvent coûteux. Si tel n'était pas le cas, les entreprises réduiraient à la source sans qu'il soit besoin de développer un programme de REP. Les 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 déchet, fut un suc-

cès commercial car ce type de conditionnement répondait à un réel besoin des consommateurs. Revenir sur ce choix pour réduire à la source ne manquerait pas d'avoir des effets négatifs sur la performances économiques 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. Il pourra alors financer cette contribution de deux façons-: en diminuant son profit ou en

profils « déchets-» différents selon les choix effectués en amont par les producteurs. Certains produits seront moins emballés car le producteur dispose de possibilités de réduction à la source peu coûteuses. Ils seront donc moins chers. D'autres produits seront plus emballés et plus chers. Confronté à cette offre différenciée, le consommateur prendra une décision d'achat combinant, dans des proportions variables, trois options-: «-payer plus cher 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 DK

1963 : enfin les premières bouteilles non consignées.

Le texte précise « C'est plus sûr : non consignée, la bouteille ne sert que pour vous, elle ne sert qu'une fois ; vide, on la jette, elle ne revient pas-». Elle tombe... dans les ordures ménagères. Ce n'est que 30 ans plus tard (décret du 1^{er} avril 1992 - création d'Eco-Emballages et Adelphe) que la responsabilité du producteur sera sollicitée pour la gestion de la bouteille vide.

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

des producteurs mais aussi celui des ménages et les uns et les autres auront contribué à la prévention.

La description de ce processus de décisions 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 la simple 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* une politique de zéro-prévention. 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 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 pense nettement pour l'affirma-

tive. 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-» *via* notamment le choix des emballages. C'est d'ailleurs cette logique qui 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'entretrait 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 des objectifs de la politique de prévention des déchets.

Bibliographie

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 & 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.

Notes

(1)-L'auteur tient à remercier Rémi Guillet pour ses commentaires éclairés d'une première version de l'article.

(2)-Certains analystes évoquent également la thèse selon laquelle le paiement d'une contribution «-déresponsabilise-» les producteurs, et empêche ainsi toute prévention. Sur le fond, 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)-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 %.

