

Politiques intégrées des déchets et des produits ; recherche de points d'appui et d'instruments adéquats

Gérard Bertolini,
Economiste, directeur de recherches au CNRS
Université de Lyon I
43, boulevard du 11-Novembre-1918
69622 - Villeurbanne Cedex

Pour toute correspondance : berto@univ-lyon1.fr
Tél. : 04 72 44 82 64

Résumé

La politique des déchets s'inscrit de plus en plus dans une politique intégrée des produits, suivant une approche préventive et non plus seulement curative (de bout de chaîne). Les axes majeurs en sont les technologies propres, les produits propres, l'éco-consommation, ainsi que le recyclage.

Une démarche stratégique est nécessaire. L'efficacité des politiques passe par la recherche de points d'appui et de pression et par l'utilisation d'instruments adéquats, ou plutôt d'une combinaison adéquate d'instruments. La protection de l'environnement a besoin de l'aide de la loi, mais la place des instruments économiques est croissante et celle des instruments de persuasion ne doit pas être sous-estimée. L'article fournit à ce sujet des exemples concrets.

Parmi les grands principes faisant l'objet d'un nombre croissant d'applications figure celui de la responsabilité élargie des producteurs (REP), à propos duquel sont posées diverses questions : canalisation de la responsabilité, passage d'une responsabilité individuelle à une responsabilité collective à travers des éco-organismes, choix entre objectifs globaux ou segmentés de recyclage, éco-organisme unique ou pluralité, responsabilité complète ou partielle, problème d'information du consommateur, évaluation au regard des critères d'efficacité, d'efficience économique et d'équité.

Dans le même temps, l'introduction de la redevance pour financer le service local d'enlèvement des ordures ménagères conduit à comparer les systèmes de contributions amont ou aval et surtout à les conjuguer, lorsque la responsabilité des producteurs n'est pas complète. A ce sujet, des risques de déconvenues peuvent apparaître, au niveau local.

De plus, ces nouveaux modes de financement risquent d'alourdir sensiblement la facture (y compris relative à l'achat des produits) pour les catégories de population à revenu modeste.

Mots-clés

Déchets, produits, prévention, recyclage, responsabilité, efficacité, efficience, équité.

Abstract

The policy of waste comes more and more within the scope of an integrated product policy, that is to say not only end-of-pipe but preventive measures. The main axes are cleaner technologies, cleaner products, eco-consumption and recycling.

A strategic approach is required to ensure the effectiveness of the policy, in the frame of a product chain pressure point analysis or a leverage point analysis, in order to maximize the induced effects. Moreover appropriate instruments have to be chosen (and combined) to ensure effectiveness and economic efficiency. Cost/effectiveness ratios may be calculated.

Environmental protection needs command-and-control, but the part of economic instruments is increasing and suasive instruments may play an interesting role. The paper provides concrete examples on this topic. The "extended producer's responsibility" (EPR) appears as a new major principle, with applications to an increasing number of products. There is a relation with deposit-refund systems, which are effective but not always efficient, depending on logistic aspects. Concerning EPR, the paper deals with the following main questions : channelling of the responsibility ; transition from an individual to a collective responsibility with the building-up of eco-organizations ; choice between global or "segmented" recycling objectives ; unicity or multiplicity of eco-organizations ; producer's total or partial responsibility ; consumer's information ; judgement in respects to effectiveness, efficiency and equity.

Moreover the development of "pay-as-you-throw" systems for financing at the local level the disposal of the municipal solid waste leads to compare the upstream (on products) and downstream (on wastes) financing systems, than to combine them when the producer's responsibility is not complete. On this matter there is a risk of disappointment at the local level. However these new financing ways risk to increase the cost (including the cost of the products) and the weight for low income people.

Key-words

wastes, products, prevention, recycling, responsibility, effectiveness, efficiency, equity.

Introduction

Les politiques menées seront appréciées suivant trois critères : l'efficacité, l'efficacité économique et l'équité.

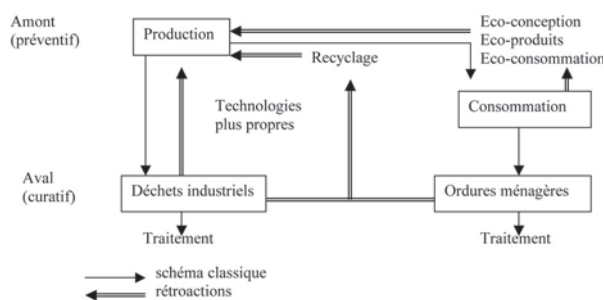
L'efficacité nécessite de trouver des points d'appui, dans le cadre de filières de production et consommation qui font intervenir des chaînes d'acteurs. L'approche en question relève de l'analyse stratégique. Les points d'appui doivent, autant que possible, permettre d'exercer des effets de levier, donc de maximiser les effets induits. On rejoint là le critère de l'efficacité économique, qui vise à atteindre les objectifs fixés au moindre coût économique. Pour conjuguer efficacité et efficacité, il convient de plus de choisir les outils ou instruments d'intervention les plus adéquats. Le résultat pourra s'exprimer par le calcul de rapports coût/efficacité.

Le troisième critère, celui de l'équité, est en fait susceptible d'être interprété de différentes façons ; par exemple, la redevance est plus juste que la taxe d'enlèvement des ordures ménagères dans la mesure où elle reproduit le coût du service individuel rendu, mais elle risque d'alourdir la facture pour les ménages à revenus modestes.

Les instruments qui peuvent être utilisés sont rangés par l'OCDE en trois catégories : législatifs ou réglementaires, économiques (incitatifs, par exemple des aides financières, ou au contraire dissuasifs, par exemple des taxes) et ceux dits « de persuasion » (tels que la concertation, la sensibilisation, la formation, l'information). Les instruments privilégiés sont fonction des axes de politiques, ainsi que du contexte socio-économique et de la culture politique du pays.

Une tendance majeure des politiques relatives aux déchets consiste à passer d'une gestion curative, aval, de « bout de chaîne », à des mesures préventives, amont, suivant une politique intégrée des déchets et des produits, affirmée notamment dans le cadre de l'Union européenne [schéma 1].

Schéma 1 - Politique intégrée des déchets et des produits, axes de politique



Ces rétroactions constituent des « boucles » de régulation du système.

Dans le cadre de l'Union européenne, l'instrument privilégié est d'ordre réglementaire, à travers des directives. On notera cependant que le choix des moyens est souvent laissé aux Etats membres, conformément au principe de « subsidiarité »

(visant à ne transférer à un niveau supérieur que les décisions pour lesquelles il apparaît plus adéquat), pour s'efforcer à encore de conjuguer efficacité et efficacité économique.

Une autre grand principe mis en avant par l'OCDE [1] et repris dans le cadre de l'Union européenne est celui de la responsabilité élargie des producteurs (REP) ; il s'applique notamment aux huiles-moteurs usagées, aux piles et accumulateurs, aux emballages, aux véhicules hors d'usage, aux déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE). La question de ses modalités concrètes d'application sera examinée, et les premiers résultats enregistrés seront évalués, de même que celle du passage à la redevance, pour financer; au moins par partie, le service local d'enlèvement des ordures ménagères.

Axes de politiques, instruments privilégiés et points d'appui

Axes de politiques et instruments privilégiés

Les instruments privilégiés varient suivant les axes de politique, ainsi que l'illustre le tableau 1 [2].

Tableau 1 - Axes de politiques et instruments privilégiés

Axes de politiques	Instruments		
	réglementaires	économiques	persuasion
Prévention :			
* qualitative (substances dangereuses)	XXX		
* quantitative		X	XX
Technologies (plus) propres		X	XX
Recyclage	XX	X	
Réduction de la mise en décharge (stockage)	XX	X	

Le nombre de croix est fonction de la place accordée à telle ou telle catégorie d'instruments.

La prévention quantitative, vis-à-vis de substances dangereuses (telles que PCB et PCT, CFC, amiante, métaux lourds), conduit surtout à des mesures réglementaires d'interdiction ou de restriction de mise sur le marché.

La prévention quantitative (généralement appelée réduction à la source) se traduit pour l'essentiel par des mesures relevant de la persuasion. S'y ajoutent des instruments économiques, dont le passage à la redevance, qui joue de façon indirecte.

On peut également citer le cas du compostage individuel : pour le promouvoir, la collectivité peut mettre à la disposition des habitants des composteurs gratuits ou à prix réduit ; cependant, il apparaît utile, de façon complémentaire, d'organiser un transfert d'expérience, de savoir-faire, et des formations.

La politique des technologies (plus) propres privilégie la persuasion. S'y ajoutent des aides financières, relativement modestes.

Le développement du recyclage s'inscrit dans un cadre réglementaire, notamment à travers diverses directives européennes, qui fixent des objectifs chiffrés à atteindre, et elle se traduit par des contributions financières versées par les producteurs aux éco-organismes mis en place.

La limitation de la mise en décharge (stockage) s'inscrit plus

encore dans un cadre législatif et réglementaire, y compris au niveau européen ; s'y ajoutent des taxes, appliquées dans divers pays européens.

L'efficacité nécessite en outre de considérer les logiques d'acteurs, et dès lors les « configurations » d'acteurs, pour rechercher des points d'appui, des partenaires, ou pour le moins des lignes de moindre résistance. Pour les emballages par exemple, les axes d'actions les moins conflictuels (à défaut d'être consensuels) ou correspondant à des lignes de moindre résistance sont :

- le recyclage, plutôt que la réduction à la source ou la consigne ;
- et, parmi les axes de réduction à la source, l'allègement (unitaire).

Politique des technologies propres : incitations à mettre en place

Le tableau 2 fournit des exemples de mesures d'incitations à mettre en œuvre, en fonction des types d'avantages et coûts associés au passage à une technologie propre, par rapport à une solution classique d'épuration (de « bout de chaîne »).

On suppose ici que le passage à une technologie plus propre est favorable (avantage net) pour la collectivité. Par contre, pour l'industriel concerné, il peut en résulter un avantage ou un coût supplémentaire. Dès lors, suivant les cas, les incitations à prévoir sont différentes. Il s'agit d'incitations financières ou non, relevant notamment dans ce second cas de la persuasion.

Tableau 2 - Technologies propres

Exemples de politiques d'incitation à mettre en place en fonction des types d'avantages et coûts technologie propre/épuration classique

Avantage net		Exemple de technique propre ou avantage à préciser	Incitations	
pour la collectivité	pour l'industriel		financières	non financières
+	+	optimisation de procédé	mêmes aides que pour une épuration classique	
	(+) (sous réserves ou incertain)	problème d'information ou de formation		information-formation-assistance technique gratuite
		nécessité d'une analyse plus approfondie, voire d'une expérimentation	participation financière aux études, au « pilote », aux opérations de démonstration	
		risque (ex. : développement d'une activité nouvelle à partir du polluant récupéré)	capital-risque : avance remboursable seulement en cas de succès	
		investissement coûteux, « temps de retour » élevé	aides à l'investissement, prêts bonifiés	
	-	changement de procédé très coûteux, problème de rentabilité	aides spécifiques	

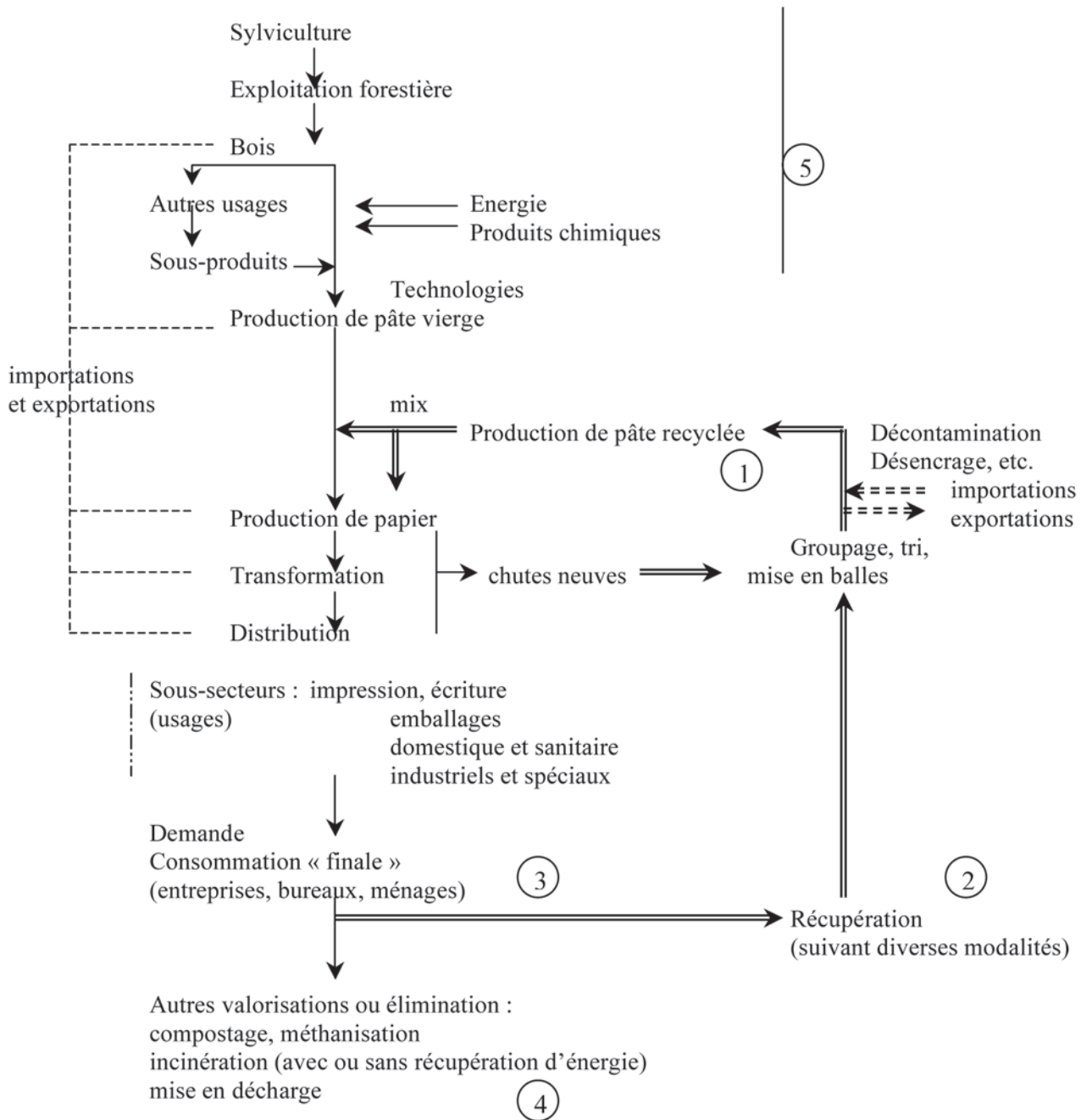
L'expérience a cependant montré des effets d'entraînement limités d'une entreprise à l'autre, dans une même branche, notamment en raison de situations différentes, au plan économique et au plan des procédés utilisés.

Politique du recyclage ; points de pression possibles ; exemple relatif aux papiers-cartons

Le schéma 2, relatif au cycle du papier, en fournit une illustration. Dans le courant des années 1970 en France, la politique a surtout visé à développer les technologies et capacités de recyclage (point de pression n° 1), notamment par des aides financières. De plus, la politique de l'offre a conduit à développer les collectes sélectives (point n° 2). La politique de la demande (point n° 3) est restée limitée ; il s'agit par exemple de privilégier le papier recyclé dans les achats publics. Parmi les mesures indirectes, les restrictions relatives à la mise en décharge (point n° 4), qui est en outre devenue plus coûteuse, jouent dans un sens favorable. Les mesures indirectes, en amont, défavorables à la production et à l'importation de pâte vierge, n'ont par contre pas été prises, en raison d'une forte opposition des acteurs concernés.

Schéma 2 - Points de pression possibles pour une politique du recyclage

Exemple : la chaîne (le cycle) du papier



Points de pression possibles, leviers d'action, types de mesures en faveur du recyclage

* Politiques de l'offre de papier recyclé :

①- Aides au développement de capacités et technologies de recyclage

②- Dispositions favorables au développement de la récupération, et défavorables à l'exportation de papiers de récupération

* Politiques de la demande ③

* Ou mesures indirectes :

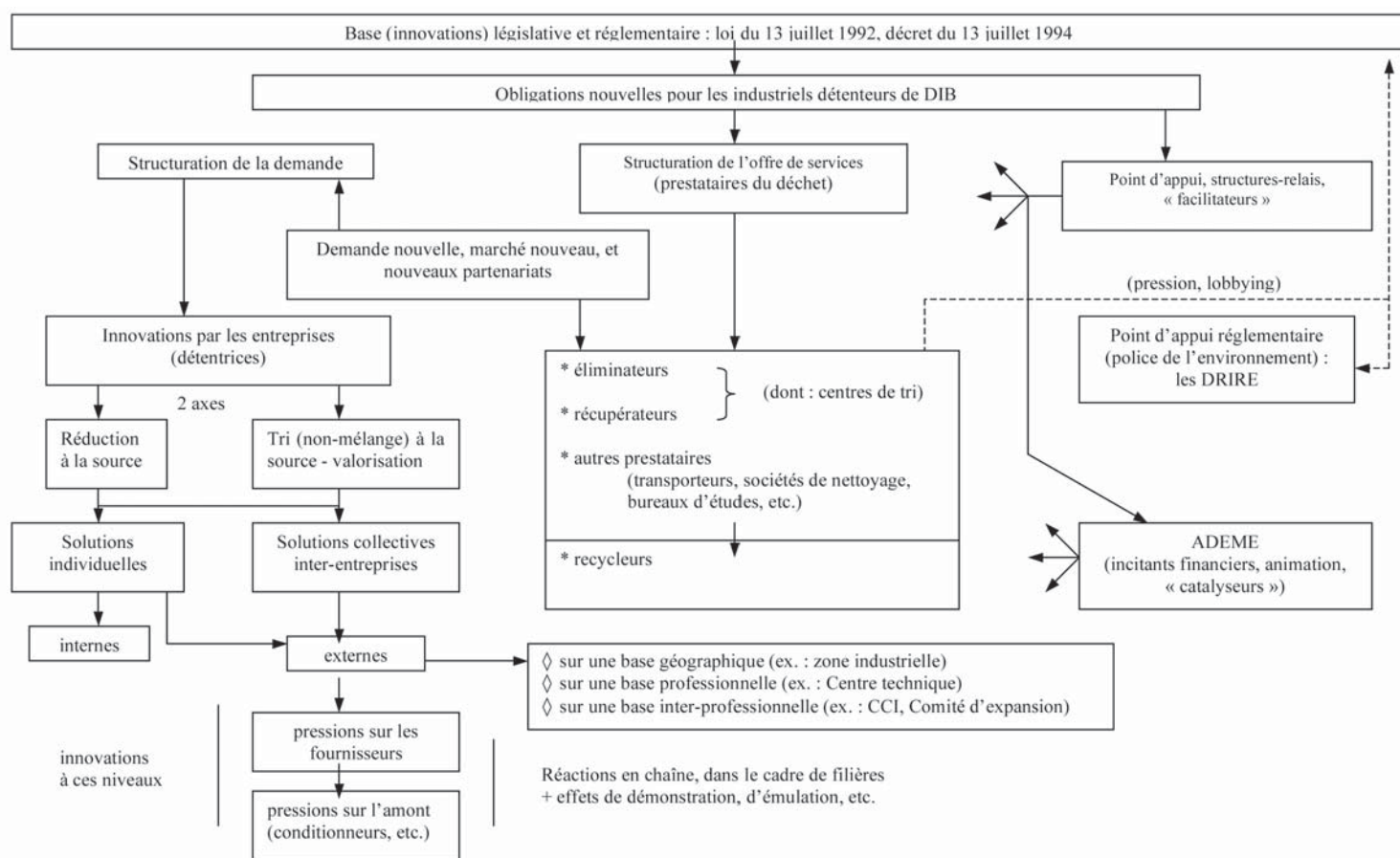
④- aval (bout de chaîne) : défavorables à l'élimination

⑤- amont : défavorables à la production et l'importation de pâte vierge (fiscalité défavorable à la sylviculture, taxes à l'importation, etc.).

Politique du recyclage des emballages industriels et commerciaux ; voies de structuration de la demande et de l'offre

La loi sur les déchets du 13 juillet 1992 prescrit de réserver la mise en décharge (le stockage) aux déchets dits « ultimes » et rend obligatoire l'application par les collectivités locales d'une redevance spéciale pour les déchets industriels et commerciaux qu'elles collectent. De plus, le décret du 13 juillet 1994 a rendu obligatoire la valorisation (matière ou énergie) des emballages industriels et commerciaux au-dessus d'un certain volume hebdomadaire par détenteur (1 100 litres). Le schéma 3 montre à ce sujet les voies possibles de structuration de l'offre et de la demande. Toutefois, les résultats sont restés jusqu'alors limités.

Schéma 3 - Politique de recyclage des emballages industriels et commerciaux ; voies de structuration de la demande et de l'offre



Politiques de la demande

Dans quelle mesure la demande peut-elle constituer une variable motrice, c'est-à-dire entraîner le développement de l'offre de produits plus respectueux de l'environnement ? Et quelles peuvent être les variables d'action sur cette demande ? Une pression en faveur de produits plus respectueux de l'environnement peut s'exercer (et s'exerce effectivement) directement sur le marché, sans intervention législative ou réglementaire des pouvoirs publics. C'est notamment le fait de consommateurs « verts », à travers leurs comportements d'achats, qui ont une incidence sur les ventes, et dès lors sur les produits mis sur le marché.

L'existence d'une demande (au moins potentielle, correspondant à une attente exprimée ou ressentie) a conduit certains producteurs (fabricants ou distributeurs) à développer une offre ; on peut citer par exemple les produits d'entretien des marques Main verte, Monoprix vert, ou le sac de sortie de caisse réutilisable de l'enseigne Leclerc. Ce peut être une façon de se différencier et de gagner des parts de marché face à des concurrents puissants, de s'assurer un avantage concurrentiel. Il en résulte assez fréquemment un effet d'imitation de la part des concurrents, donc d'entraînement voire de généralisation, suivant un enchaînement vertueux. Les producteurs peuvent aussi diversifier leur offre, pour répondre à une demande différenciée, segmentée. Un autre cas de figure favorable peut être constitué par une « alliance verte » avec un producteur en position dominante ; c'est le cas de la coopérative Migros en Suisse.

Le cas du papier recyclé, pour des articles tels que des enveloppes, des blocs ou des ramettes, a aussi montré le rôle possible de réseaux militants pour ouvrir l'offre, y compris, dans un premier temps, à partir d'articles importés d'Allemagne en France et vendus à des prix relativement élevés, au moins pour « amorcer la pompe ».

Vis-à-vis de la prolifération des imprimés publicitaires dans les boîtes aux lettres, des réseaux militants ont proposé des autocollants du type « Stop pub » ou « Pub, non merci », avant que d'autres mesures soient décidées par les pouvoirs publics.

D'autres actions efficaces ont été le fait d'activistes de l'environnement, comme Greenpeace : par exemple, Greenpeace a mené, en 1991 en Allemagne, une campagne contre le papier blanchi au chlore en faisant paraître un faux numéro du magazine *Der Spiegel* comportant des articles sur les conséquences de l'utilisation du chlore, ainsi qu'une pétition. *Der Spiegel* a alors décidé d'être imprimé sur du papier non blanchi au chlore, et la plupart des autres hebdomadaires du pays lui ont emboîté le pas.

Aux Pays-Bas, les emballages en PVC ont disparu des linéaires des supermarchés sous l'effet de consommateurs motivés, dans un pays où la sensibilité environnementale est forte ; il suffit de quelques pourcents de consommateurs interpellant voire harcelant les distributeurs. Dans ce pays, des campagnes vigoureuses touchent également les bois tropicaux ou équatoriaux importés. Les actions peuvent aller jusqu'au boycottage.

Le pouvoir des consommateurs ne doit pas être sous-estimé ; il peut même constituer un danger, si les consommateurs sont mal informés ou manipulés.

Cependant, les produits plus respectueux de l'environnement sont souvent plus chers. A la question « seriez-vous prêt(e) à payer 10 % plus cher des produits reconnus comme préservant l'environnement ? », la proportion de réponses affirmatives en France (qui, à ce sujet, se situe à peu près dans la moyenne européenne) est passée de 67 % en janvier 1994 à 54 % en janvier 1998 et 39 % en janvier 2002 [4]. Cette proportion peut paraître relativement élevée ; elle est surtout forte chez les catégories à revenus ou/et niveaux d'études élevés. En ce qui concerne la baisse enregistrée de 1994 à 2002, l'IFEN avance comme explication possible le fait que la banalisation de ce type de produits tend à faire diminuer la propension à accepter de payer plus cher.

Les administrations publiques, centrales ou locales, peuvent également « verdier » leurs achats par des clauses de préférence, y compris en acceptant un surcoût. Leur exemplarité est à son tour susceptible d'exercer un effet de démonstration et d'entraînement.

Les écolabels correspondent à des actions des producteurs, donc de l'offre, mais sous la pression de consommateurs ou au moins en concertation avec eux, avec intervention ou non des pouvoirs publics. Parmi les initiatives prises avant l'apparition d'écolabels officiels, le label allemand « Ange bleu » a été défini en 1977 par des industriels en concertation avec des écologistes. Il a eu un impact important sur le volume des ventes de produits ciblés, dont la liste s'est ensuite allongée. Pragmatique et à visées commerciales, il a toutefois fait l'objet de critiques relatives à son caractère non-scientifique. A partir de 1992, ont de plus été définis des écolabels européens, suivant une méthodologie plus rigoureuse..

Des réponses plus radicales consistent à réduire les consommations ; on peut relever à ce sujet les journées « déballages » ou « sans achats » organisées par des activistes. Et, plutôt que des catalogues d'exemples de réduction à la source d'emballages ou d'éco-conception de la part de fabricants, on pourrait s'attacher à promouvoir, à travers des exemples, des styles de vie plus sobres en consommation de ressources naturelles et en productions de déchets [5].

Cependant, le seul jeu de la demande et de mécanismes de marché s'avère très insuffisant pour assurer la préservation de ce bien public ou collectif que constitue l'environnement.

Le principe de la responsabilité élargie des producteurs (REP) et ses applications

La canalisation de la responsabilité

Le cycle de vie des produits se traduit par l'intervention d'une chaîne d'agents économiques.

En amont, la filière de mise sur le marché fait intervenir des producteurs de matières premières et d'énergie, des transformateurs (le cas échéant avec plusieurs stades d'élaboration), des fabricants du produit fini et des distributeurs (le cas échéant avec plusieurs stades : grossistes, semi-grossistes, détaillants spécialisés ou non). Le consommateur « final » est le ménage, ou une entreprise, ou une collectivité.

Après usage, dans le cas des déchets ménagers, la collecte et le traitement sont traditionnellement du ressort des collectivités locales. En l'absence de REP, les collectivités locales répercutent la charge financière correspondante sur les contribuables locaux. La REP conduit à transférer, au moins pour partie, la responsabilité relative à l'après-usage sur l'amont, c'est-à-dire sur ceux qui mettent les produits sur le marché. Cependant, l'amont est le fait d'une pluralité d'agents correspondant à divers stades de mise sur le marché. La canalisation de la responsabilité sur un maillon de la chaîne a pour avantage principal un gain d'efficacité, en évitant une dilution des responsabilités. Pour les pouvoirs publics, elle a aussi pour avantage une simplification de la mise en œuvre, du suivi et du contrôle. Elle peut cependant apparaître comme contraire à l'équité, qui conduirait à partager la responsabilité entre les acteurs de la chaîne. Toutefois, la base logique sur laquelle s'appuierait ce partage n'est pas évidente.

La catégorie d'acteurs sur laquelle la responsabilité est canalisée est différente suivant les produits : pour les déchets d'emballages, les directives européennes laissent aux Etats membres la liberté de choix. En France comme dans la plupart des autres pays, la responsabilité a été canalisée sur les conditionneurs, c'est-à-dire sur les acteurs économiques qui emballent les produits ; il s'agit surtout de fabricants. S'y ajoutent des distributeurs (par exemple pour les sacs de caisse). C'est en effet principalement au niveau du conditionneur que se fait le choix de l'emballage, et donc que des alternatives peuvent se développer. Le Royaume-Uni a par contre retenu une responsabilité partagée entre les acteurs de la chaîne de mise sur le marché.

Pour les DEEE, la directive européenne canalise essentiellement la responsabilité sur les fabricants, en faisant toutefois peser certains obligations sur d'autres catégories d'acteurs, notamment les distributeurs (détaillants), par une obligation de reprise « un pour un ».

La catégorie d'acteurs sur laquelle la responsabilité est canalisée peut à son tour faire pression sur d'autres catégories d'intervenants dans la chaîne, en amont (sur les fournisseurs) ou en aval. Dans le cas des emballages, par exemple, le conditionneur n'est généralement pas à même d'assurer le recyclage des déchets collectés, qui est surtout le fait de producteurs de matières premières et de recycleurs indépendants.

De la responsabilité individuelle à la responsabilité collective

Vis-à-vis de la REP, la responsabilité individuelle constitue le principe de base ; les producteurs concernés ont la faculté de mettre en place un système individuel de collecte et de traitement.

Un tel système a pour avantage, au plan de l'équité, d'éviter un transfert de charges entre producteurs. Et pour les pouvoirs publics, le responsable est clairement identifié.

Des systèmes individuels ont effectivement été mis en place, notamment par des fabricants d'équipements électroniques (par exemple Canon et Xerox pour les copieurs, IBM pour les serveurs), mais sur des marchés où le nombre de fabricants est réduit, où le fabricant est souvent en même temps distributeur et entretient des relations suivies (dont la maintenance, la reprise, si ce n'est la location) avec ses clients, et dont le nombre est relativement limité et constitué surtout par des entreprises. Dans nombre d'autres cas, un système individuel serait très coûteux, donc inefficace au plan économique. Des éco-organismes, agréés par les pouvoirs publics, ont vu le jour dans la plupart des pays et la directive DEEE prévoit explicitement cette possibilité.

Des systèmes collectifs présentent (en bref) :

- pour avantages :
- * pour les intéressés, des économies d'échelle, notamment pour la logistique à mettre en place ;
- * pour les pouvoirs publics, un contrôle facilité par un nombre d'interlocuteurs réduit ;
- pour inconvénients :
- * pour les pouvoirs publics, si les objectifs fixés ne sont pas atteints, des difficultés majeures à appliquer des sanctions correspondant à une responsabilité individuelle ;
- * la non-adhésion éventuelle de certains producteurs (appelés « passagers clandestins ou sans billet » (en anglais free riders) ;
- * des coûts d'administration privée, d'organisation, de gestion, de transaction, notamment pour le partage des coûts entre producteurs ; aux économies d'échelle relatives à l'organisation, sont également susceptibles de succéder des déséconomies d'échelle (gigantisme et bureaucratie), au delà d'une certaine taille.

Dans l'ensemble, les producteurs ont montré jusqu'alors une assez bonne capacité d'organisation, notamment parce que l'enjeu majeur était d'éviter des mesures plus draconiennes telles que la consigne rendue obligatoire. Même si les systèmes mis en place s'accompagnent de transferts financiers entre producteurs (certains paient plus que leur quote-part, donc paient pour d'autres), ils peuvent être « gagnant-gagnant » (« win-win »). Au plan théorique, on peut se référer à ce sujet à la théorie des jeux, notamment des jeux coopératifs (et en particulier à « la matrice des regrets » proposée par Savage) [6]. La question des transferts financiers entre producteurs est plus aiguë lorsqu'il s'agit de produits à durée de vie longue. Tel est notamment le cas de nombreux EEE, conduisant à répartir entre les fabricants actuels les coûts relatifs à la gestion des déchets dits « historiques ». Une autre question connexe est celle du choix entre objectifs globaux ou « segmentés ».

La fixation d'objectifs globaux (par exemple, 4 kg par habitant et par an pour les DEEE ménagers) répond mieux au critère de l'efficacité économique ; les producteurs peuvent s'arranger entre eux pour mobiliser de façon plus intensive les gisements moins coûteux à collecter et à traiter.

Cependant, il en résulte des difficultés : risque de non-participation de certains, problème du partage des coûts (critère d'équité) et, pour les pouvoirs publics, difficultés majeures là encore à appliquer des sanctions correspondant à une responsabilité individuelle, si les objectifs fixés ne sont pas atteints.

La fixation d'objectifs segmentés peut elle aussi s'avérer efficiente si elle est assortie de possibilités d'échanges de droits ou quotas (système du « trading »). Pour les emballages, un tel système est appliqué au Royaume-Uni. Cependant, il est trop tôt pour en tirer véritablement les leçons [7].

Une autre question, connexe au passage de la responsabilité individuelle à une responsabilité collective, est celle du choix entre un éco-organisme unique ou une pluralité [8].

Pour un même type de produits, on peut assister à un foisonnement d'initiatives concurrentes. Par exemple en France pour les piles et accumulateurs, suivant leur type, leur incorporation ou non dans un équipement, etc. Le nombre d'éco-organismes s'est ensuite réduit à deux : Corépile et Scrélec. En Belgique, un organisme unique (Bebat) a été mis en place, et les contributions perçues sur les piles mises sur le marché sont relativement élevées ; en 2004, la collecte a atteint 239 g par habitant, contre 151 g en France.

La concurrence peut apparaître comme souhaitable, sous réserve de ne pas dégénérer en concurrence « sauvage ». A l'inverse, au monopole sont associés des inconvénients ou des risques, mais aussi des avantages. Parmi les inconvénients, on peut noter que, en cas de mauvais fonctionnement de l'éco-organisme, les pouvoirs publics ne disposent pas d'alternative, au moins à court terme. Parmi les avantages figure par contre celui d'un interlocuteur unique.

Une pluralité d'éco-organismes peut en fait correspondre à des spécialisations suivant des catégories de produits. En Belgique par exemple, pour les DEEE, Recupel est une organisation qui regroupe sept organismes distincts suivant les catégories de produits. Hormis les frais généraux relatifs au fonctionnement de l'organisation, chacun de ces organismes doit s'autofinancer. En Allemagne, dans ce domaine, il n'y a qu'un seul éco-organisme, EAR. En France, quatre éco-organismes ont été agréés et les collectivités locales ont demandé la création d'un organisme coordonnateur, pour n'avoir affaire qu'à un seul interlocuteur.

La consigne et ses dérivés

Le système traditionnel de la consigne est organisé sur une base volontaire par des conditionneurs. Il fait figure, avant la lettre, de REP « totale » dans la mesure où il ne fait pas intervenir les collectivités locales. Il peut être établi sur une base individuelle ou collective pour un même type d'emballage. Il fait intervenir en outre les distributeurs. Le consommateur peut généralement rapporter l'emballage au distributeur de son choix.

En tous cas, une certaine somme d'argent (la consigne) est ajoutée au prix de vente du produit et est restituée (remboursée) à celui qui rapporte l'emballage.

Il y a donc, pour le consommateur, une incitation financière directe à le rapporter. Cette incitation est d'autant plus forte que le montant de la consigne est élevé.

Ce système a montré son efficacité [9]. Le cas échéant, le montant de la consigne peut être relevé pour que le degré d'efficacité désiré soit atteint. Ce montant ne fait pas nécessairement référence à un prix de revient et encore moins à un coût environnemental.

En Allemagne, à l'heure actuelle, près des trois quarts du volume total de liquides alimentaires mis sur le marché restent conditionnés en emballages consignés. La consigne concerne traditionnellement des bouteilles en verre, mais Spadel aux Pays-Bas l'a appliqué à des bouteilles en plastique (en PET), faisant l'objet d'un re-remplissage.

Ce système est efficace, mais pas toujours efficient. L'efficacité est fonction du type d'emballages et de leur degré de standardisation, de la densité des points de vente, donc des points de retour, des distances de transport entre distributeurs et embouteilleurs, etc. La configuration en France est très différente de celle qui prévaut en Allemagne. Des analyses de cycle de vie appliquées au cas français actuel ont mis en évidence un bilan environnemental défavorable vis-à-vis d'un retour à la consigne. Celle-ci contredit également la politique des supermarchés visant à rentabiliser au maximum le mètre-carré de surface ; elle consomme de l'espace et nécessite de la main d'œuvre. Il existe toutefois des équipements automatisés de déconsignation.

De façon dérivée, le système de la consigne a été appliqué à des emballages en vue non plus de leur réutilisation (leur re-remplissage) mais de leur recyclage. C'est notamment le cas, en particulier aux États-Unis, des boîtes de boisson en acier ou en aluminium, le cas échéant à l'aide d'équipements automatisés (« reverse-vending machines »).

On retiendra que le système de la consigne est efficace, équitable entre producteurs, mais pas toujours efficient.

Rapports coût/efficacité

Les directives européennes fixent essentiellement des minima de recyclage à atteindre. S'y ajoutent, dans le cas des emballages, des maxima à ne pas dépasser. En fait, certains pays ont dépassé largement les minima, voire les maxima, tandis que d'autres ont à peine atteint les minima. En 2002, le taux de recyclage des emballages a été de 74 % en Allemagne, contre 45 % en France.

Pour estimer les coûts correspondants, et dès lors établir des rapports coût/efficacité, on peut en premier lieu considérer le barème des contributions versées par les producteurs. En Allemagne, elles sont à peu près sept fois plus élevées qu'en France.

Il faut en outre tenir compte du fait qu'en Allemagne, la responsabilité des producteurs est complète, c'est-à-dire qu'ils doivent couvrir l'ensemble des coûts, tandis qu'en France, il a été estimé que des aides versées aux collectivités locales ne couvriraient qu'à peine la moitié des coûts occasionnés. Dès lors, les coûts se situeraient dans un rapport de 1 à 3 environ.

La confrontation des coûts et des taux de recyclage permet de calculer des rapports coûts/efficacité et de les comparer : un taux de recyclage 1,6 fois plus élevé en Allemagne occasionne semble-t-il un coût (à peu près) trois fois plus élevé.

Ces résultats tendent à montrer d'une part que le système français est plus efficient, dans la mesure où le coût moyen à la tonne recyclée est beaucoup plus faible (rapport de 1 à 3), d'autre part que les coûts marginaux sont fortement croissants lorsque l'on vise un recyclage plus exhaustif.

Le cas des DEEE est plus complexe à analyser, en raison d'une part d'un manque de recul temporel, d'autre part du poids majeur des déchets dits « historiques », liés à des décalages temporels importants entre mise sur le marché et présentation à la collecte. Cela conduit à des contributions des producteurs incluant de fortes « provisions ». Dès lors, elles ne fournissent pas une bonne indication sur la réalité des coûts.

On peut cependant relever qu'en 2004, le taux de collecte des DEEE ménagers est inférieur à 4 kg par habitant en France, alors qu'il atteint 5,2 kg aux Pays-Bas, 5,7 kg en Belgique, 10 kg en Suède et (hors Union européenne) 12,8 kg en Norvège. L'atteinte de taux élevés nécessite de collecter, outre de gros appareils électroménagers, des petits appareils, plus coûteux à collecter.

La REP et la réduction à la source

Dans la plupart des cas, la REP entraîne un coût supplémentaire pour le producteur, qui le répercute sur le prix de vente du produit. Une conséquence « mécanique » possible est une baisse de pouvoir d'achat du consommateur, qui touche ses achats en général, et non pas seulement les produits concernés. Cependant, le consommateur peut décider de ne plus acheter ce type de produit, s'il n'est pas indispensable, ou bien d'acheter des substituts moins coûteux, s'il en existe. La réactivité du consommateur sera plus forte s'il est bien informé, notamment si le coût supplémentaire associé à la REP est clairement indiqué sur le produit.

Cette réactivité est de nature à induire chez les producteurs, surtout si la concurrence entre eux est vive, des innovations permettant de réduire les coûts, par exemple en réduisant l'emballage, ou par l'éco-conception. L'innovateur en tirera un avantage concurrentiel, avant d'être imité par les autres, suivant un enchaînement vertueux.

La place des collectivités locales et les risques de déconvenues associées au passage à la redevance

Responsabilité élargie du producteur ne signifie pas responsabilité totale ou complète. En premier lieu, il apparaît logique de penser que le consommateur a une certaine liberté de choix et doit donc continuer à porter une part de responsabilité, même si elle est difficile à préciser. Pour le moins, un rôle attendu est celui d'apporteur aux collectes sélectives.

Quelques pays ont retenu une responsabilité complète — ou à peu près — pesant sur les producteurs.

C'est notamment le cas de l'Allemagne. Pour les emballages ménagers, la responsabilité des éco-organismes s'applique non seulement à la valorisation mais aussi à la collecte, qu'ils organisent en faisant appel aux prestataires de leur choix. Les collectivités locales ne constituent plus alors un partenaire obligé. Même si parfois, dans les faits, les éco-organismes s'appuient sur elles, celles-ci interviennent alors comme prestataires facturant leurs services. Dès lors, l'ensemble des coûts est supporté par les producteurs.

Si ce principe de responsabilité complète était appliqué à l'ensemble des produits mis sur le marché, ce serait « la fin des ordures ménagères » : tous les déchets ménagers seraient de la responsabilité des producteurs.

En France, la responsabilité des producteurs pour les emballages ménagers n'est pas totale : ils doivent « contribuer ou pourvoir », suivant une formulation floue (décret du 1^{er} avril 1992). La directive européenne sur les DEEE indique également, au moins en filigrane, le rôle attendu des collectivités locales au stade de la collecte.

La question du partage des coûts entre producteurs et collectivités locales est source de conflits majeurs. En corollaire, le coût sera répercuté davantage sur le consommateur ou sur le contribuable local, qui ne coïncident pas complètement, et il en résulte une opacité sur les coûts complets.

Pour financer leurs dépenses, les collectivités locales peuvent faire appel au budget général (local), à la taxe d'enlèvement (TEOM) ou à la redevance (REOM).

En premier lieu, on peut noter que le passage du budget général à la TEOM présente pour principal avantage de fournir aux habitants une indication sur le coût du service, sous réserve que l'on ne conjugue pas les deux suivant des proportions variables, ce qui entretient l'opacité, c'est-à-dire sous réserve que le produit financier de la TEOM couvre l'ensemble des coûts. Le renforcement de la coopération intercommunale (avec la constitution d'établissements publics de coopération intercommunale) joue en ce sens.

Cependant, les financements par le budget général ou par la TEOM présentent pour inconvénient majeur le fait que le montant acquitté par les ménages, pris individuellement, n'a qu'un très lointain rapport avec les coûts occasionnés. Il n'y a donc pas d'incitation financière individuelle à réduire à la source ou à intensifier les apports aux collectes sélectives.

L'atout principal de la redevance (REOM) est que son montant reproduit en principe les coûts occasionnés par chaque ménage. Cependant, l'équation de coût est très complexe : elle fait intervenir le poids, le volume, le mode de présentation à la collecte, la fréquence de collecte, d'autres caractéristiques du déchet, etc.

Parmi les autres limites ou inconvénients, on peut relever : les coûts de gestion du système, les risques d'effets pervers tels que les dépôts ou brûlages sauvages, les difficultés d'application aux immeubles collectifs, le risque d'alourdissement de la facture pour les catégories modestes de population [10]. A ce sujet, l'équité est susceptible d'être conçue de différentes façons.

La redevance incite les ménages (ainsi que les activités, en appliquant la redevance spéciale) à réduire leurs déchets à la source, en limitant leurs consommations ou — surtout — en choisissant des produits moins générateurs de déchets (par exemple moins emballés).

Toutefois, l'économie correspondante est généralement moins que proportionnelle à la réduction des quantités en raison — outre d'une sous-utilisation des capacités en place — dans un premier temps de l'existence d'économies d'échelle de collecte et de traitement. L'existence d'économies d'échelle se traduit par des coûts marginaux, et dès lors des coûts moyens à la tonne, décroissants lorsque le tonnage augmente. Dans ces conditions, une tarification au coût marginal se traduirait par un déficit pour la collectivité locale. En corollaire, et à l'inverse, si le tonnage à éliminer décroît, le coût total est moins élevé, mais le coût marginal, et dès lors le coût moyen à la tonne, s'accroissent.

La redevance vise d'autre part à inciter les apports sélectifs, qui sont généralement exonérés de redevance. Parmi les effets pervers possibles, il peut en résulter une baisse de qualité des apports sélectifs, en y mêlant d'autres déchets afin de réduire le montant de la redevance à acquitter. Cette baisse de qualité entraîne un accroissement des refus de tri et des coûts correspondants. Surtout, si les coûts relatifs aux collectes sélectives ne sont pas intégralement remboursés par les éco-organismes aux collectivités locales, le coût total s'accroît.

En France, pour les déchets d'emballages, il a été estimé que les soutiens aux collectivités locales ne couvriraient que moins de la moitié des coûts. Dans ces conditions, plus les apports se développent et plus les dépenses des collectivités s'accroissent, et le passage à la redevance aggrave le phénomène.

Il en résultera un accroissement des dépenses qui seront financées par la REOM ou sur le budget général, pour financer d'une part la collecte et le traitement des ordures ménagères résiduelles, d'autre part les collectes sélectives.

La redevance ainsi conçue est source d'un enchaînement favorable au recyclage, mais elle génère des coûts supplémentaires à financer par un alourdissement soit de la TEOM, soit des contributions dans le cadre de l'application de la REP.

Une contribution amont, en application du principe de la REP, est-elle préférable à une taxe avale, perçue par les collectivités locales ?

Vis-à-vis de la réduction à la source, Matthieu Glachant [11] estime qu'il faut combiner les deux instruments, d'une part pour conjuguer des réactions possibles au niveau des producteurs et au niveau des consommateurs, d'autre part pour limiter des effets pervers.

Le risque associé à ces combinaisons est toutefois d'entretenir l'opacité sur les coûts et surcoûts. Au final, en tous cas, c'est le consommateur ou/et le contribuable qui paiera les coûts et surcoûts associés au développement du recyclage, au nom de la protection de l'environnement. Le passage à la REP, ainsi qu'à la redevance, risque notamment de se traduire par des surcoûts touchant particulièrement les catégories modestes de population [12].

La redevance relève d'une philosophie libérale, alors qu'un financement sur le budget général relève d'une logique de service public. Vis-à-vis des objectifs de réduction à la source et de développement des apports sélectifs, des voies alternatives résident dans l'appel au civisme ou dans la sensibilisation à l'environnement ; elles doivent être utilisées, au moins de façon complémentaire.

Conclusion

Le passage d'une gestion de bout de chaîne des déchets à une politique des produits permet d'introduire des boucles de régulation. Suivant les axes de politique, différents instruments sont privilégiés. Les instruments législatifs et réglementaires restent indispensables, mais l'usage d'instruments économiques permet des gains en efficacité. Le rôle des instruments de persuasion ne doit pas non plus être sous-estimé. Les politiques les plus hardies font appel à eux, au moins dans un premier temps. L'efficacité nécessite de plus de trouver des points d'appui, qui peuvent être différents suivant les types de produits. Le principe de la REP, dont les applications se développent, en fournit une illustration en canalisant la responsabilité sur un maillon de la chaîne de production. Le système de la consigne est efficace, mais pas toujours efficient. L'efficacité est fonction de « configurations logistiques ». Vis-à-vis des systèmes individuels, la constitution d'éco-organismes permet aussi de forts gains en efficacité. Les systèmes d'échanges de droits (« trading ») permettent à leur tour de gagner en efficacité. Pour juger de l'efficacité, des rapports coût/efficacité sont susceptibles d'être calculés. Ils conduisent à souligner que les coûts marginaux sont croissants lorsqu'on vise un recyclage plus poussé.

L'analyse coûts/avantages permet de juger du bien-fondé des décisions (il doit notamment en résulter un avantage net pour la collectivité), mais elle ne doit pas ignorer l'identité de ceux qui bénéficient des avantages et de ceux qui supportent les coûts. La REP ne signifie pas nécessairement responsabilité totale des producteurs. Elle apporte une garantie de reprise des matériaux collectés mais ne couvre pas toujours, tant s'en faut, l'ensemble des coûts. Dès lors intervient un financement complémentaire par le contribuable local.

Au niveau des collectivités locales, le passage à la redevance peut être efficace vis-à-vis des apports sélectifs ainsi que de la réduction à la source, mais il comporte des risques d'effets pervers et de déconvenues au plan financier. Cet instrument doit être manié avec précaution. Cela conduit à suggérer (comme l'indique M. Glachant) de conjuguer REP et redevance. Cette conjugaison risque toutefois d'entretenir l'opacité sur la réalité des coûts, directs ou indirects, alors que l'information sur les coûts complets reste une condition importante d'efficacité et d'efficacité. La REP et la redevance, conduisant à faire payer le consommateur plutôt que le contribuable, risquent en outre d'alourdir la facture pour les catégories de population à revenu modeste.

Il est sans doute trop tôt pour faire un bilan de ces évolutions, qui relèvent de l'économie expérimentale.

Références bibliographiques

1. OCDE, 2001. *Responsabilité élargie des producteurs ; manuel à l'intention des pouvoirs publics.*
2. OCDE, 1995. *Minimisation des déchets, Séminaire de Washington D.C.*
3. BERTOLINI G., 1993. *La réduction des emballages à la source, Rapport au ministre de l'Environnement.*
4. IFEN, 2003. *Les Français et l'environnement : opinions et attitudes (Etudes et travaux n° 39).*
5. BERTOLINI G., 2000. *Le minimalisme ; concept et pratiques d'éco-consommation, Economica.*
6. RAIFFA H., 1985. *Back prospect theory to utility theory, dans : Plural rationalities and interactive decision processes, Springer (Berlin).*
7. BERTOLINI G., 2005. *Systèmes d'échanges de droits : applications possibles au recyclage des déchets d'emballage en Europe. Déchets, Sciences et Techniques n° 39, p. 15 à 24.*
8. ADEME, 2003. *Panorama européen des éco-organismes.*
9. OCDE, 1993. *L'application des instruments économiques à la gestion des déchets d'emballage : aspects pratiques concernant les redevances sur les produits et les systèmes de consignment (Monographie n° 42).*
10. MEDD, 2005. *Causes et effets du passage de la TEOM à la REOM.*
11. GLACHANT M., 2003. *Modélisation du financement du service public des déchets ménagers, Rapport au MEDD.*
12. EKINS P. et DRESNER S., 2004. *Economic instruments, green taxes and charges : reducing their impact on low-income households, J. Rowntree Foundation.*