Programmes d'éco-étiquetage et intervention publique

Douadia Bougherara, Gilles Grolleau et Luc Thiébaut

Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/8792>
DOI : 10.4000/economiepublique.8792
ISSN : 1778-7440

Éditeur

IDEP - Institut d'économie publique

Édition imprimée

Date de publication : 20 novembre 2012
Pagination : 249-269
ISSN : 1373-8496

Référence électronique

Douadia Bougherara, Gilles Grolleau et Luc Thiébaut, « Programmes d'éco-étiquetage et intervention publique », *Économie publique/Public economics* [En ligne], 26-27 | 2011/1-2, mis en ligne le 19 décembre 2012, consulté le 12 septembre 2020. URL : <http://journals.openedition.org/economiepublique/8792> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/economiepublique.8792>

économie publique public economics

Revue de l'**Institut d'Économie Publique**

Deux numéros par an

n° 26-27 – 2011/1-2

Programmes d'éco-étiquetage et intervention publique

Douadia Bougherara *

Gilles Grolleau **

Luc Thiébaut ***

Résumé

Nous resituons les programmes d'éco-étiquetage au sein des instruments des politiques d'environnement et décrivons les phases constitutives d'un programme type d'éco-étiquetage. Nous mettons en évidence des « zones critiques » susceptibles de limiter leur efficacité environnementale et leur efficience économique. Les autorités publiques sont susceptibles de définir certaines « règles du jeu », diminuant ainsi les risques de manipulations et de dérives ¹.

Summary

Eco-labeling schemes can be described as a five-stage process that constitutes “critical area” for public intervention. We discuss their strengths and weaknesses. Finally, we show

*. Inra, UMR1302 Smart.

**. Supagro, UMR1135 Lameta, F-34000 Montpellier, France.

***. Agrosup, UMR1041 Cesaer, F-21000 Dijon, France.

Correspondance : Douadia Bougherara, Chargée de Recherche. INRA, UMR1302 SMART, 35000 Rennes, France - 4, allée Adolphe Bobierre CS 61103 35011 Rennes Cedex. douadia.bougherara@rennes.inra.fr. Gilles Grolleau, professeur. SUPAGRO, UMR1135 LAMETA, F34000 Montpellier, France - Bât. 26, 2 place Pierre Viala, 34060 Montpellier Cedex 1. grolleau@supagro.inra.fr. Luc Thiébaut, professeur. AGROSUP, UMR1041 CESAER, 21000 Dijon, France - 26 Bd Dr Petitjean BP 87999 21079 Dijon Cedex. thiebaut@dijon.inra.fr

1. Une version préliminaire de cet article a été présentée au XII^e Colloque International de la revue *Politiques et Management Public* « L'action publique face à la mondialisation », 14-15 novembre 2002 à Paris. Sa réécriture a considérablement bénéficié des commentaires de l'éditeur et des lecteurs anonymes de la revue que nous tenons à remercier.

that their potential pitfalls can be mitigated by different kinds of government interventions. Indeed, governments frequently define the “rules of the game,” which can make eco-labeling schemes more effective, efficient and fairer, especially in a globalized world.

Mots-clés : Politiques publiques, politiques d'environnement, éco-étiquetage.

Keywords: Government Intervention, Environmental Policies, Eco-Labeling.

J.E.L. : K32 ; Q28.

“Things are what people think they are”

(Hayek, 1948, p. 50)

1. Remarques introductives

Les consommateurs des sociétés post-industrielles expriment de plus en plus des demandes sur des attributs intangibles des produits, comme le caractère écologique du mode de production ou le respect de certaines règles éthiques sur le plan des conditions de travail. Ces attributs vont généralement au-delà des exigences réglementaires et sont largement indétectables sur le produit fini. Comment un consommateur peut-il à travers ses choix d'achat, sélectionner un café provenant d'une exploitation respectueuse de l'environnement et dont la production s'est effectuée sans recourir au travail des enfants ? Afin de surmonter cette situation d'invérifiabilité de certains attributs, notamment ceux relatifs aux processus de production et n'affectant pas les qualités finales du produit, de nombreux programmes d'éco-étiquetage ont été mis en place (Karl and Orwat, 1999a ; 1999b). Par éco-étiquetage, nous désignons tout signe cherchant à distinguer certains produits par rapport à des produits similaires en raison de leur caractère « environnementalement préférable ».

En dépit de leur prétention – promouvoir la protection de l'environnement à travers des décisions d'achat de consommateurs informés –, de tels programmes peuvent être l'objet de manipulations opportunistes, de dérives et de défaillances

aboutissant à leur inefficacité environnementale et à leur inefficience économique² (Wynne, 1994)³. En effet, certains acteurs peuvent être tentés de manipuler les programmes d'éco-étiquetage afin de promouvoir leurs intérêts privés. Par exemple, une controverse a récemment opposé les producteurs colombiens de fleurs coupées à une association environnementale allemande à cause des effets discriminatoires générés par son programme privé d'écotabellisation. Les exportateurs colombiens estiment que la diminution de 25 % de leurs exportations de fleurs coupées entre 1995 et 1996 vers l'Allemagne sont attribuables à ce programme (Vitalis, 2002, p. 5). Pour Sasidharan *et al.* (2002, p. 161), « les programmes d'écotabellisation peuvent être utilisés à des fins protectionnistes pour préserver les intérêts commerciaux des pays développés ». Même en l'absence de telles intentions, la réussite des programmes d'éco-étiquetage nécessite de tenir compte des caractéristiques réelles des acteurs comme les capacités cognitives limitées des consommateurs, lors du processus d'éco-étiquetage. Bien que la plupart des travaux considère la définition de la qualité environnementale comme connaissance commune partagée par l'ensemble des parties intéressées qu'il suffit de vérifier, notre contribution insiste sur le fait que cette dernière se construit aux différentes étapes du processus d'écotabellisation. Nous présentons ces différentes phases déterminant la qualité environnementale afin d'identifier les « zones critiques » où se construisent l'efficacité et l'efficience des programmes d'éco-étiquetage et d'analyser le rôle susceptible d'être joué par les pouvoirs publics. Notre propos n'implique pas que l'État constitue l'acteur exclusif susceptible d'œuvrer au bien-être social, mais que dans certains cas, il apparaît doté des capacités d'intervention adéquates pour assumer certaines fonctions, notamment du fait de son engagement en faveur de l'intérêt général, des économies d'échelle dont il est susceptible de bénéficier et de son rôle d'acheteur déterminant sur certains marchés.

Afin d'aborder cette problématique, notre contribution s'appuie sur une analyse théorique et des faits empiriques. Elle est structurée de la manière suivante : la section 2 resitue brièvement les programmes d'éco-étiquetage au sein des

2. Étant donné que ces termes reviennent quelquefois au sein de cette contribution, nous tenons à préciser leur acception. En effet, l'efficience et l'efficacité sont souvent confondues et trop rarement rigoureusement définies. L'efficacité environnementale se rapporte à l'impact de l'instrument sur l'état de l'environnement. Dans quelle mesure l'objectif poursuivi est-il atteint ? Il est possible de distinguer l'efficacité environnementale *ex ante*, qui permet de juger de l'ambition de l'objectif qui a été fixé et l'efficacité environnementale *ex post* qui permet de mesurer l'écart entre l'objectif environnemental et le résultat effectif suite à la mise en œuvre de l'instrument. Quant à l'efficience économique, elle permet de déterminer si le résultat obtenu l'a été au moindre coût. Ainsi, un instrument peut être efficace *ex post* à 100 % (l'objectif fixé a été pleinement atteint), mais peu efficient, car un autre instrument aurait permis d'atteindre ce résultat à un coût nettement inférieur.

3. Sur le plan empirique voir notamment : Morris J., 1997, *Green Goods ? Consumers, Product Labels and the Environment*, IEA, London, 62 p. ; Leubuscher S., Hager W., Wattiez, J., Mombrú JF., Liaska E., 1998, *Study on Verification and Control of Environmental Product claims*, Final Report by Prospect C&S for DG Health and Consumer Protection.

instruments de politiques environnementales et décrit l'organisation type d'un programme d'éco-étiquetage idéal permettant d'identifier les « zones critiques » susceptibles de mener à une dérive. La section 3 analyse le rôle susceptible d'être joué par les autorités publiques. Ces dernières en définissant certaines « règles du jeu » peuvent notamment contribuer à réaliser des compromis équitables entre des intérêts divergents, comme ceux de veiller au bien-être général et d'assurer la loyauté des transactions, tout en prenant garde aux coûts et bénéfices de leurs propres interventions (Coase, 1960) et au respect des règles du commerce international.

2. Instruments des politiques d'environnement et programmes d'éco-étiquetage

2.1. Les trois générations d'instruments des politiques d'environnement

Les défaillances de la « main invisible » des marchés par rapport aux problèmes d'environnement ont souvent permis de légitimer l'intervention des autorités publiques. Les politiques destinées à réguler ces externalités recourent notamment à trois types d'instruments relativement complémentaires et successifs⁴ (Steinzor, 1998). La première génération d'instruments vise à empêcher l'apparition des externalités environnementales négatives (ou à contraindre leur production dans le cas d'externalités positives), par le biais de lois et de réglementations. Les autorités publiques veillent à leur application effective notamment grâce à des contrôles et d'éventuelles sanctions contre les contrevenants. Le degré de conformité à ces instruments peut être estimé en fonction du taux de contrôle et du montant des sanctions encourues, qui constituent également les deux principaux leviers d'actions des autorités (Becker, 1968). Ces instruments ont permis de réduire les nuisances les plus manifestes, tant au niveau de leur identification, de leur origine que de leur dangerosité. Tout en reconnaissant les bénéfices générés par ces instruments et leur nécessité dans certains cas, ces derniers ont été vivement critiqués notamment par des économistes, soulignant entre autres faiblesses, leur inefficacité environnementale vis-à-vis de certains types de pollutions, leur faible efficience économique, leur manque de flexibilité, leur faible performance en présence d'incertitude, l'absence d'incitations à innover et les risques de verrouillage

4. Long, BL., 1997, Réglementation environnementale : la troisième génération, *L'Observateur de l'OCDE*, 206 : 14-17.

dans des solutions technologiques sous-optimales. Les réglementations souffrent généralement de leur rigidité et de l'impossibilité de les décliner aux caractéristiques de chaque agent régulé, ce qui rend l'égalisation des coûts marginaux de dépollution inatteignable (Bureau, 2005). Ces instruments "*Command and Control*" sont souvent compartimentés et prennent mal en compte les transferts de pollution d'un compartiment environnemental à un autre ou d'une étape du cycle de vie à une autre. De plus, ces instruments réglementaires sont de plus en plus difficiles à mettre en œuvre, notamment à cause des risques de capture par des intérêts privés, de la longueur et du caractère polémique des débats sur les projets réglementaires. Ces instruments mobilisent également d'importantes ressources humaines et financières, pour leur mise en place et pour rendre leur application effective. Leur portée est généralement limitée à l'intérieur des frontières nationales et les risques de délocalisation des activités vers des pays où la réglementation et/ou son application seraient moins strictes sont souvent évoqués comme des freins à leur développement.

La deuxième génération d'instruments, qui s'est considérablement développée au cours des deux dernières décennies, correspond aux *instruments économiques* comprenant notamment les taxes, les subventions, et les marchés de droits à polluer. Ces instruments inspirés de travaux d'économistes comme Pigou (1920), Coase (1960) ou Dales (1968) incitent les agents régulés à internaliser les externalités environnementales par le biais de signaux-prix. En théorie, ces instruments seraient plus efficaces en incitant les pollueurs à trouver la stratégie la moins coûteuse, à innover et en prenant en compte l'hétérogénéité des firmes. De plus, ces instruments génèrent également une source de revenus pour les autorités. Selon Hahn (1989), « sous des conditions très restrictives, on peut montrer que les approches économiques possèdent la propension d'obtenir tout gain en termes de qualité environnementale au coût le plus faible. » Les résultats formels des travaux théoriques sont parfois inatteignables, car le monde réel ne présente quasiment jamais « la pureté qu'exigent les instruments élaborés par la théorie économique » (Hahn, 1989). Ainsi, malgré leurs potentialités considérables, cette deuxième génération d'instruments n'a pu réaliser toutes ses promesses, à cause d'une mise en œuvre en décalage avec les conditions très restrictives des modèles théoriques, comme l'absence de coûts de transaction et d'asymétries informationnelles. De plus, ces instruments sont souvent confrontés à d'importants déficits informationnels, à une faible acceptabilité politique et à des enjeux redistributifs considérables. Tout en proposant un certain nombre de critères susceptibles de guider les décideurs dans le choix de l'instrument économique le plus approprié, Bureau (1995) reconnaît que « les recommandations formulées en faveur de l'un ou l'autre des instruments économiques comportent souvent une marge d'appréciation subjective. »

La troisième génération d'instruments (années 1990) regroupe des instruments plus variés, notamment caractérisés par le volontariat et la production d'informa-

tion. Ce *caractère volontaire* ne doit pas occulter les pressions parfois considérables en faveur de leur adoption, comme les demandes des clients ou les menaces réglementaires. Par exemple, le système de management environnemental et d'audit européen (dit EMAS) d'application volontaire pour les entreprises est le résultat d'après négociations du fait des réticences des entreprises à son application obligatoire. Cette troisième génération témoigne également d'un *déplacement des centres décisionnels vers les agents régulés ou vers d'autres agents susceptibles de constituer de véritables « régulateurs »* (Meidenger, 2001). Contrairement aux deux premières générations d'instruments des politiques environnementales où le rôle de l'État s'avère prépondérant, les instruments de troisième génération semblent *a priori* ne lui accorder qu'un rôle secondaire. Une logique de confrontation entre agents régulés et régulateurs laisse place à la négociation et à la recherche de consensus (Grolleau *et al.*, 2004a). Plutôt qu'une absence d'intervention étatique, il semble plutôt que ce soient les modalités de cette intervention qui diffèrent. Ces instruments s'inscrivent dans une logique de déréglementation au profit de l'auto-régulation, de la co-régulation, voire dans certains cas de la régulation par des agents autres que la puissance publique et les agents régulés, comme les associations environnementales et consommateurs. Nombre des instruments de cette catégorie reposent sur la *production et la dissémination d'informations*, susceptibles d'influencer directement ou indirectement, le comportement des agents régulés (Case, 2001). Une autre dimension caractéristique de ces instruments est leur *champ d'application souvent plus étendu* que les deux générations précédentes, par exemple en considérant l'organisation dans son ensemble ou le produit tout au long de son cycle de vie, permettant dans certains cas d'échapper aux contraintes liées aux frontières géopolitiques. Ces approches bénéficient également d'une meilleure acceptabilité par les agents régulés. Malgré l'optimisme de certains auteurs, plusieurs contributions soulignent les ambiguïtés et les risques inhérents à ces approches (Grolleau *et al.*, 2004a ; Steinzor, 1998). Les délimitations entre ces trois générations d'instruments sont parfois ténues. En réalité, la plupart des instruments empruntent dans des proportions variables aux différentes générations d'instruments précédemment décrites. Leur classement dans l'une ou l'autre des catégories se réfère à leur caractéristique dominante⁵.

Face à cette diversité, l'un des rôles des pouvoirs publics consiste à exploiter les complémentarités et les synergies entre ces différentes générations d'instruments

5. Par exemple, aux États-Unis, les entreprises sont contraintes réglementairement de fournir à l'agence américaine pour l'environnement (EPA) leurs émissions de certaines substances chimiques. Cette information est synthétisée par l'EPA et rendue publique dans le *Toxics Release Inventory* (TRI). Les différents acteurs comme les partenaires financiers, le public et/ou organisations non gouvernementales peuvent utiliser cette information par l'organisation d'un boycott ou d'une dénonciation médiatique afin d'influencer les industriels en faveur de comportements moins polluants. Cet instrument est généralement considéré dans la littérature académique, comme un instrument volontaire (<http://www.epa.gov/tri/>).

et à identifier la combinaison optimale en fonction des critères retenus comme l'efficacité économique, l'efficacité environnementale, les considérations d'équité et l'acceptabilité politique. Dans la partie suivante, nous nous consacrons à un instrument de troisième génération, en l'occurrence, les programmes d'éco-étiquetage des produits.

2.2. Présentation conceptuelle des programmes d'éco-étiquetage

Les éco-étiquettes désignent des signes, apposés sur un produit, visant à distinguer ces produits sur le plan environnemental des produits similaires, c'est-à-dire par rapport à des produits rendant un service équivalent, hormis sur le plan environnemental. Les éco-étiquettes appartiennent clairement à la troisième génération d'instruments, car leur adoption par les entreprises et leur utilisation par les consommateurs sont volontaires.

Les éco-étiquettes reposent implicitement sur l'extension du mécanisme du marché aux attributs environnementaux. En effet, les attributs environnementaux des produits sont généralement des attributs de croyance, c'est-à-dire non-détectables sur le produit fini, ni avant l'achat (attribut de recherche), ni après l'achat (attribut d'expérience) (Nelson, 1970 ; Darby et Karni, 1973). L'information étant répartie de manière asymétrique entre les vendeurs et les acheteurs, les allégations des vendeurs sont généralement sujettes à caution, car ces derniers, dans une logique de maximisation de leur profit, sont incités à manipuler l'information de manière opportuniste, en signalant leurs produits comme « environnementalement préférables », alors qu'ils ne le sont pas (Akerlof, 1970)⁶. Afin de pallier cette incapacité, « l'éco-étiquetage peut fournir le marché informationnel manquant à propos des attributs relatifs au processus de production et peut être utilisé comme un mécanisme révélateur de la valeur des attributs environnementaux aux yeux des consommateurs. » (Moon *et al.*, 2002). En disposant d'une information fiable et crédible sur les attributs environnementaux, les consommateurs effectuent des choix éclairés, auparavant impossibles. Ces instruments supposent que les consommateurs (ou au moins une partie d'entre eux) possèdent des préférences environnementales, qu'ils ne peuvent exprimer à cause de l'asymétrie informationnelle entre les producteurs et les consommateurs. L'écolabel permet ainsi de transformer un attribut de croyance en attribut de recherche (Teisl et Roe, 1998 ; Caswell et Modjuszka, 1996). Par rapport aux deux générations précédentes d'instruments, les éco-étiquettes permettent de se soustraire à certaines de leurs limites. Les instruments classiques sont généralement limités par les frontières des États qui les décident, alors que

6. Notre contribution s'intéresse essentiellement aux problèmes informationnels et cognitifs liés à l'éco-étiquetage, tout en reconnaissant que d'autres phénomènes peuvent interférer, notamment les comportements liés à la nature collective des attributs environnementaux.

les programmes d'éco-étiquetage peuvent agir, parfois de manière injustifiée et protectionniste, au-delà des frontières nationales. Par exemple, en 1990, les États-Unis ont mis en place des embargos contre certains pays producteurs (notamment le Mexique et le Venezuela) de thon parce que ces derniers ne respectaient pas la réglementation américaine, en l'occurrence le *Marine Mammal Protection Act* de 1972. Cette réglementation interdit l'utilisation de certaines techniques de pêche des thons, susceptibles de nuire aux populations de dauphins. Néanmoins, suite au règlement de la question selon l'ancienne procédure de règlement des différends du GATT, les États-Unis ne pouvaient imposer aux pêcheurs des pays exportateurs leurs réglementations environnementales, étant données que les techniques de pêche incriminées ne modifiaient pas la qualité objective du produit final (<http://www.wto.org>). Néanmoins, les pêcheurs exportateurs se sont finalement conformés à la réglementation américaine. Le moteur de cette conformité n'a pas été le risque de sanctions écartées par la décision du GATT, mais la mise en place d'un programme d'éco-étiquetage *Dolphin-Safe* ou *Dolphin Friendly* visant à distinguer, aux yeux des consommateurs américains, les thons pêchés en respectant les dauphins. De plus, plusieurs associations environnementales et consommateurs ont organisé une intense campagne d'information et d'encouragement au boycott des thons non éco-étiquetés. Les consommateurs américains ont réagi massivement et favorablement à ces différentes initiatives. La part de marché du thon conventionnel n'a fait que diminuer, contraignant les producteurs étrangers à adopter des méthodes de pêche respectant les dauphins et leur permettant d'apposer l'écolabel *Dolphin-Safe* (Teisl *et al.*, 2002 ; Korber, 1998)⁷.

Un programme d'éco-étiquetage type comprend cinq phases clés⁸. Ces dernières constituent une référence pour l'identification des « zones critiques » et la discussion de l'intervention publique développée dans la section suivante (Figure 1). Ces phases décrites ci-dessous sont généralement gérées par des comités où sont représentées de manière équitable et transparente toutes les parties intéressées incluant notamment des consommateurs, des producteurs, des associations environnementales, des autorités publiques, des organismes certificateurs et des experts.

(1) La définition des catégories de produits éligibles à l'éco-étiquette. Une catégorie de produits correspond généralement à un ensemble de produits homogènes rendant au consommateur un service similaire. Étant donné le nombre considérable de produits disponibles sur les marchés des produits, un programme d'éco-étiquetage idéal vise à sélectionner les catégories de produits pour lesquelles

7. Voir également, pour de nombreux exemples instructifs, Vitalis, V., 2002, *Private Voluntary Eco-Labels : Trade Distorting, Discriminatory and Environmentally Disappointing*, OECD Paper for the Round Table on Sustainable Development, Paris, December, 6th.

8. Morris J., 1997, *Green Goods ? Consumers, Product Labels and the Environment*, IEA, London, (http://www.policynetwork.net/jm/green_goods.pdf), 62 p., p. 23-24.

Figure 1 : Les cinq phases clés d'un programme d'éco-étiquetage

l'amélioration environnementale générée serait maximale, par rapport aux ressources engagées. En sélectionnant ainsi les catégories de produits, les programmes d'éco-étiquetage permettent au consommateur d'allouer de manière optimale les ressources limitées qu'ils souhaitent consacrer aux produits préférables d'un point de vue environnemental.

(2) La sélection des critères d'éligibilité à l'éco-étiquette. Une fois la catégorie sélectionnée et ses frontières définies, l'analyse du cycle de vie permet d'identifier et d'évaluer les impacts environnementaux générés par une catégorie de produits sur l'ensemble de son cycle de vie. Au sens absolu, le cycle de vie d'un produit désigne l'ensemble des étapes de la fabrication d'un produit de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets ultimes. Dans la réalité, ne sont prises en compte que les étapes décidées par les parties en présence en fonction des objectifs environnementaux souhaités. Étant données la quantité et la complexité des informations, les programmes d'éco-étiquetage vont généralement au-delà de la production de ces informations et de leur mise à disposition des consommateurs. Ils cherchent à distinguer les meilleurs produits, c'est-à-dire à déterminer des critères d'excellence environnementale permettant d'apposer l'éco-étiquette sur un produit.

(3) La vérification des produits candidats à l'éco-étiquette. Une fois les critères d'éligibilité à l'écolabel définis, il reste encore à vérifier les produits prétendant satisfaire à ces exigences. Les modalités d'une telle vérification cherchent à garantir la crédibilité du processus, tout en restant à un coût raisonnable. En effet, les consentements à payer des consommateurs *a priori* destinés à la réalisation de caractéristiques environnementales pourraient être détournés au profit de la mise en place de mécanismes de vérification plus fiables, mais caractérisés par des coûts de transaction excessifs par rapport aux bénéfices attendus (Bougherara et Grolleau, 2004). La solution la plus fréquemment retenue est la certification, c'est-à-dire la vérification par une tierce partie compétente, indépendante et transparente de la

satisfaction aux critères préalablement sélectionnés (Caswell et Modjuszka, 1996 ; McCluskey, 2000). L'éco-certification contribue à la transformation des attributs de croyance en attributs de recherche. En effet, sans des modalités de vérification fiables, la sélection rigoureuse de critères d'éligibilité pourrait bien ne pas signifier grand-chose.

(4) Le signalement effectif des produits. De manière théorique, l'ensemble des produits pourrait bénéficier d'une éco-étiquette neutre comportant simplement l'ensemble de ses impacts environnementaux passés et futurs. Étant données les capacités cognitives limitées des consommateurs, la plupart des programmes d'éco-étiquetage ont opté pour des signes simples, des sortes de repères désignés dans la littérature économique comme des « sceaux d'approbation », c'est-à-dire un signe distinctif agrégeant et résumant de nombreuses informations, de manière simple et utilisable par les consommateurs (Karl et Orwat, 1999a). Ainsi, ne sont signalés ou porteurs de ce signe que les produits répondant aux critères minimaux de qualité environnementale précédemment sélectionnés.

(5) La révision des critères. Étant données les évolutions des sociétés, notamment en termes de préférences, de connaissances scientifiques, d'innovations technologiques et autres, les critères sélectionnés sont régulièrement révisés. En effet, les critères de définition sont dynamiques et évolutifs, afin de stimuler l'innovation et l'amélioration des performances environnementales. Un effet d'entraînement sur l'ensemble des produits est également espéré, en veillant à ce que la proportion des produits éco-étiquetés sur le marché (sélectivité) n'excède pas un certain seuil (en général 30 % du marché) par rapport à l'ensemble des produits d'une certaine catégorie (Grolleau, 2001)⁹.

3. Le rôle des autorités publiques dans les programmes d'éco-étiquetage

Dans cette partie, nous montrons que les programmes d'éco-étiquetage sont soumis à de nombreuses tensions et à des risques de dérives importants. Nous identifions plusieurs « zones critiques » où l'intervention des pouvoirs publics peut-être justifiée pour garantir la réalisation de certains des objectifs sociaux prônés par ces programmes.

9. Concernant l'écolabel européen, le lecteur intéressé par les questions de sélectivité pourra utilement se référer au Règlement (CE) N° 1980/2000 du Parlement européen et du Conseil du 17 juillet 2000, établissant un système communautaire révisé d'attribution du label écologique (JOCE, 21.9.2000, L237, 1-12).

3.1. La sélection des catégories de produits : un enjeu stratégique

Une telle sélection nécessite que les concepteurs ¹⁰ de l'éco-étiquette disposent d'informations sur la demande future de l'ensemble des produits et sur les impacts environnementaux de l'ensemble des produits, y compris sur certains produits n'existant pas encore. En raison de l'impossibilité de disposer de ce type d'informations, la définition des catégories de produits prioritaires est souvent imparfaite et comporte des zones d'ombre et d'arbitraire (Karl et Orwat, 1999b). Une fois ces catégories prioritaires identifiées, il reste encore à délimiter précisément les frontières des catégories sélectionnées, en décidant les produits à inclure ou à exclure d'une certaine catégorie préalablement retenue. La diversité des préférences des consommateurs et les multiples utilisations d'un même produit peuvent rendre la définition des limites d'une catégorie particulièrement difficile, certains étant susceptibles de trouver une catégorie trop restreinte ou trop ouverte. Les autorités publiques disposent souvent d'informations agrégées leur permettant de discerner certaines catégories susceptibles d'être intégrées à l'éco-étiquette et d'autres pour lesquelles l'intérêt d'un tel instrument est questionnable. Par exemple, lors des discussions sur l'intérêt d'un écolabel relatif aux lave-vitres, les autorités canadiennes ont préféré soustraire ce type de produits des catégories éco-étiquetables. En effet, la solution la plus écologique consistait à utiliser un mélange d'eau et de vinaigre. En raison des impacts environnementaux du conditionnement et du transport d'un tel lave-vitres, les autorités canadiennes en ont déduit que la solution la plus efficace et la plus efficiente consistait à laisser le consommateur faire le mélange lui-même *in situ*. De fait, ces produits ne peuvent bénéficier de l'éco-étiquette. Dans d'autres cas, les influences de certains groupes d'intérêts, ont contribué à expliquer l'exclusion de certaines catégories, malgré leur pertinence sur le plan environnemental. C'est notamment le cas des produits agro-alimentaires qui sont exclus de l'écolabel français (Boy, 1996). La sélection des catégories de produits peut également être mobilisée stratégiquement afin de défavoriser les producteurs étrangers par rapport aux producteurs nationaux. Vitalis (2002) montre l'incapacité

10. Ces concepteurs comprennent souvent les représentants des parties intéressées différant sur de nombreux aspects comme l'hétérogénéité au sein du groupe (les producteurs utilisent-ils tous la même technologie de production ?), la taille (en parts de marché) et le nombre de membres du groupe représenté, les capacités en termes d'expertise scientifique ou de ressources mobilisables. Noll et Owen (1983, cités par Lévêque, 1998, p. 14) recensent quatre éléments déterminants de la participation des groupes d'intérêts à la régulation : (1) le montant des gains espérés du fait de l'action de lobbying. Plus les gains attendus sont importants, plus l'action des lobbies est importante. (2) La taille de la coalition. Plus la taille de la coalition est importante, moins les groupes d'intérêts sont actifs, car il est de plus en plus difficile de contrôler les risques de « *free riding* ». (3) Le degré d'homogénéité au sein de la coalition. Plus les intérêts au sein de la coalition sont convergents, plus les actions de lobbying sont susceptibles de se manifester et d'aboutir. (4) Les incertitudes relatives aux effets de la réglementation. Généralement les coûts induits par une réglementation sont plus facilement prévisibles que les éventuels bénéfices, d'où une participation plus active des perdants potentiels par rapport aux gagnants potentiels.

du *Forest Stewardship Council* à répondre aux problèmes de déforestation dans les pays d'Amérique Latine. Cet organisme de promotion de la gestion environnementale des forêts certifie en grande majorité des exploitants européens où les problèmes environnementaux sont les moins cruciaux. Un autre cas est celui des fleurs coupées colombiennes dont les exportations vers l'Allemagne ont diminué de 25 % entre 1995 et 1996 du fait de la discrimination provoquée par un programme privé d'écotiquetage allemand. Ce programme d'écotiquetage ne tient pas compte des conditions spécifiques de la Colombie et génère un biais défavorable aux producteurs colombiens (Vitalis, 2002). La promotion de la solution la plus écologique peut nécessiter une information et une éducation des consommateurs pour lesquelles, les autorités publiques s'avèrent en général mieux placées que les intérêts privés. De plus, dans le cas des programmes d'éco-étiquetage officiels, les autorités déterminent certaines « règles du jeu », comme la représentation et la participation des différents groupes d'intérêts. Ces règles peuvent favoriser un débat constructif, la recherche du consensus ou au contraire, favoriser le détournement de l'instrument par des intérêts privés, souvent industriels bénéficiant de coûts d'organisation plus faibles, et de compétences et d'intérêts proportionnellement plus importants par rapport à d'autres groupes, comme les consommateurs ou les concurrents (Maxwell *et al.*, 2000 ; Salop et Scheffman, 1983 ; Swann, 2000 ; voir Korber, 1998, pp. 475-509 pour une application à l'éco-étiquette *Dolphin-Safe*). Ces règles du jeu reposent généralement sur le pouvoir coercitif des autorités publiques, mais empruntent parfois des voies moins conventionnelles comme la menace d'une réglementation plus contraignante en cas d'échec de l'approche volontaire.

3.2. La sélection des critères et leur révision : des phases décisives sujettes à manipulations

*« Celui qui rédige le document [la norme] remporte la victoire. »
(Swann, 2000)*

La sélection des critères constitue une phase décisive et peut donner lieu à des débats contradictoires. En effet, l'analyse de cycle de vie malgré son caractère séduisant présente des limites susceptibles d'être exploitées de manière opportuniste par des intérêts privés au détriment de l'intérêt général (Blouet et Rivoire, 1995)¹¹. Par exemple, il est difficile de savoir quelles frontières donner au système. Une analyse du cycle de vie pour un produit agro-alimentaire doit-elle commencer au niveau de l'exploitation agricole ou des firmes produisant les intrants ? Où

11. Morris J., 1997, *Green Goods ? Consumers, Product Labels and the Environment*, IEA, London, 62 p.

doit-elle finir ? Une vive polémique est apparue aux États-Unis concernant le choix, en terme de préservation de l'environnement, des couches lavables ou jetables. En Grande-Bretagne, en 1989, la firme Procter & Gamble distribue un fascicule publicitaire à des médecins et sages-femmes indiquant qu'il y a peu de différences concernant les impacts environnementaux entre les couches jetables et les couches lavables réutilisables. Elle s'appuie sur deux analyses de cycle de vie montrant que la production et l'utilisation de couches en papier consomment plus de matières premières et produisent plus de déchets alors que les couches en tissu consomment plus d'énergie non renouvelable et entraînent plus de rejets dans l'eau et dans l'air. Des associations de protection de l'environnement portent plainte contre les résultats de ces études et commanditent une nouvelle étude, qui conclut à la non validité des analyses du fait, entre autres, de l'omission de certaines étapes du cycle de vie. Aux États-Unis, en 1991, une association commande une autre analyse de cycle de vie, qui conclut à la *préférabilité* des couches réutilisables. D'autres analyses de cycle de vie sont menées et indiquent l'impossibilité de trancher de manière absolue (Blouet et Rivoire, 1995 ; Morris and Scarlett, 1996). En France, au début de la décennie 90, une controverse s'est développée autour de l'éco-étiquetage « sans phosphates » des lessives. Elle opposait Henkel (producteur d'une lessive sans phosphates à base de zéolithes « Le Chat ») et Rhône-Poulenc (principal producteur français de phosphates). Ces deux affaires ont jeté le discrédit sur les expertises scientifiques susceptibles d'être pilotées et manipulées par leurs commanditaires.

Par ailleurs, les impacts environnementaux dépendent du lieu géographique (non seulement du type de milieu mais aussi de l'équipement du lieu en installations de traitement des pollutions). De plus, l'une des étapes critiques est le choix entre les différents impacts environnementaux à réduire. Quelle priorité dans l'action de réduction de l'impact donner à tel ou tel type d'impact ? Vaut-il mieux polluer l'eau ou l'air ? L'un des moyens de trancher ces dilemmes est de tenir compte des préférences sociales, sachant que celles-ci ne bénéficient pas nécessairement d'un fondement scientifique. Par exemple, il est vraisemblable que la plupart des personnes préféreront préserver la qualité de leur environnement immédiat (syndrome NIMBY¹²) plutôt que des écosystèmes menacés d'un pays lointain qui leur sont d'ailleurs souvent inconnus. Une autre limite présentée par l'analyse du cycle de vie est que les données concernant les impacts environnementaux tout au long du cycle de vie sont parfois sujettes à discussion. Ces considérations montrent la difficulté de définir le produit respectueux de l'environnement. Plusieurs études témoignent des possibilités de capture de la sélection des critères par des intérêts tiers (Esposito, 1994 ; Swann, 2000 ; Piotrowski and Kratz, 1999). Par exemple, West (1995) et Nadaï (1998) montrent, à l'aide de plusieurs exemples, comment des

12. NIMBY : Not In My Backyard.

intérêts industriels ont piloté, parfois subtilement, les critères d'écoblabilisation de manière à favoriser leurs intérêts. Certains cherchent à influencer les critères de manière à obtenir l'écoblabilisation de leurs produits en l'état, c'est-à-dire l'obtention du droit d'apposer l'éco-étiquette à coût nul. D'autres mettent en place des stratégies discrètes permettant d'exclure les rivaux du marché des produits éco-étiquetés ou de faire en sorte que leur accès à ce marché soit plus coûteux qu'il ne l'est pour eux-mêmes (Salop et Scheffman, 1983). Un exemple issu de la négociation des critères de l'écoblabe européen relatif aux lessives montre que les leaders du marché cherchaient à imposer une analyse environnementale, certes pertinente, mais extrêmement coûteuse. Une telle analyse ne pouvant se justifier que sur un volume de production suffisamment important, elle revenait à exclure les producteurs de petite taille du marché des produits éco-étiquetés (Nadaï, 1998). L'intervention des autorités publiques peut atténuer les phénomènes de « capture » en assurant une représentation équilibrée et effective des intérêts en jeu, ainsi que la transparence du processus de sélection des critères. L'établissement d'un tel cadre peut se référer aux recommandations existantes au niveau international, comme les codes de bonnes pratiques promus par l'OMC (accord TBT) et par l'ISO. Une telle représentation et participation peut nécessiter des mécanismes de soutien financier et technique aux groupes les moins à même de posséder les moyens et les compétences nécessaires à ce genre de processus. Par exemple, des problèmes d'équité et de distorsion de concurrence peuvent surgir par rapport aux petits producteurs ou aux producteurs étrangers. Or, les impacts sur l'environnement sont fonctions du lieu géographique – une même émission n'aura pas le même impact selon le milieu – et les problèmes environnementaux n'ont pas la même priorité selon le pays. Ainsi, l'industrie du papier et de la pâte à papier au Brésil a critiqué l'Ecolabe Européen pour cette catégorie de produit (Ayasami, 1996). En effet, l'un des critères environnementaux privilégiés en faveur de la préservation des forêts était le recyclage de vieux papiers, à cause du problème de déchets en Europe. Or, le Brésil n'est pas soumis à ce type de problèmes. Ses efforts résidant dans la replantation des forêts ne sont, par contre, pas pris en compte dans les critères environnementaux de l'écoblabe. Certains critères environnementaux sélectionnés peuvent refléter des enjeux dans le pays consommateur, et perdre leur pertinence lorsqu'on considère un pays importateur où les enjeux environnementaux sont autres. De même, certains groupes comme celui des consommateurs, font face aux problèmes cruciaux d'organisation de l'action collective, du fait d'un très grand nombre d'individus. De plus, en tant qu'acheteur substantiel sur nombre de marchés, les autorités publiques détiennent une certaine expertise susceptible de jouer en faveur de la sélection de critères environnementalement pertinents (Grolleau *et al.*, 2004b).

3.3. La vérification des critères : « Mais qui chargera t-on de garder les gardiens ? ¹³ »

La vérification crédible des critères préalablement sélectionnés est généralement associée à un processus de certification, c'est-à-dire à la vérification transparente par une tierce partie indépendante et compétente de la conformité aux prescriptions. La seule étude formelle à notre connaissance relative à la qualité des certificats délivrés par les organismes certificateurs est celle d'O'Rourke (2000) sur les modalités de certification de l'organisme certificateur le plus important du monde dans les domaines des conditions de travail et de l'environnement, c'est-à-dire Price Waterhouse Coopers. Cette étude est basée sur trois études de cas d'audits de certification réalisés sur trois unités de production en Chine, Corée et Indonésie. O'Rourke (2000) montre que les modalités de certifications ont été particulièrement défaillantes à identifier des violations importantes dans les domaines des conditions de travail, de sécurité et de respect de l'environnement. Selon O'Rourke (2000), « l'analyse montre que les méthodes de vérification et de contrôle employées par Price Waterhouse sont significativement défectueuses. Les universités et les entreprises souhaitant auditer les conditions de travail dans les usines produisant leurs biens devraient considérer d'autres méthodes de vérification et de contrôle et devrait demander des améliorations des modalités actuelles de vérification et de contrôle. Le contrôle et la vérification indépendantes peuvent jouer un rôle positif dans l'amélioration des conditions de travail, mais seulement si elles s'avèrent plus transparentes et responsables, en incluant les travailleurs plus pleinement et si elles peuvent être vérifiées par les ONG locales et les travailleurs eux-mêmes. »

En effet, l'efficience et l'efficacité du recours à de tels mécanismes supposent des méta-mécanismes susceptibles de « surveiller les gardiens », tant dans leurs qualités intrinsèques, que dans leurs activités. Des risques de déviance, de conflits d'intérêt entre les activités de conseil et d'audit sont omniprésents, créant un méta-problème de vérification, et les autorités publiques constituent l'un des moyens ultimes de crédibilisation des procédures de certification ou de vérification. En effet, dans la chaîne des mécanismes de vérification emboîtés, les organismes certificateurs sont soumis à des accréditations souvent délivrées par des autorités publiques ou par des organismes parapublics. Cette procédure de « certification des certificateurs » correspond concrètement à diverses vérifications portant notamment sur l'indépendance et les compétences de l'organisme certificateur. En établissant un niveau de contrôle supérieur, l'accréditation vise à instaurer une confiance institutionnelle accrue dans le processus de délivrance des certificats par des organismes certificateurs accrédités (Zucker, 1986). Les procédures d'accréditation permettent de limiter les phénomènes de sélection adverse en fixant des normes minimales pour

13. « Quis custodiet ipsos custodes ? » (Juvénal, vers 120, Satires).

l'accès au statut d'organisme certificateur. L'accréditation permet (1) au postulant de s'orienter vers des organismes certificateurs fiables et reconnus, (2) à l'agent utilisant le certificat de vérifier la fiabilité du certificat en vérifiant l'accréditation de l'organisme ayant délivré le certificat. Néanmoins, l'accréditation est sujette à des risques, dérives et limites semblables à celles inhérentes à la procédure de certification. Les accréditations de certains organismes peuvent correspondre à des niveaux d'exigences variables et engendrer des distorsions qualitatives et concurrentielles dans les processus de certification dérivés, surtout si les organismes de certification peuvent exercer en dehors des frontières sous tutelle de l'organisme accréditeur considéré. Ces situations soulignent la nécessité de veiller à l'harmonisation et à la reconnaissance commune des référentiels utilisés dans différents pays, voire à l'élaboration de normes communes. Or, les pays en voie de développement considèrent que les jugements réputationnels constituent des barrières à l'entrée qui « engraisent » les organismes certificateurs et de conseil européens et américains. Une étude de l'UNCTAD (1995)¹⁴ montrait que pour certaines firmes indiennes, le coût des contrôles de vérification de la conformité aux exigences de l'écolabel néerlandais relatif aux chaussures pouvait entraîner une augmentation des coûts de 50 %. Vitalis (2002) rapporte que les coûts de gestion durable des forêts s'élèvent en moyenne à 10 à 20 % du prix d'échange du bois sur les marchés internationaux. Les coûts de transaction générés par ces procédures peuvent aboutir à détourner une part substantielle des consentements à payer des consommateurs initialement destinés à financer la production de la qualité environnementale. Dans certains pays, les technologies de contrôle peuvent simplement être indisponibles. Ainsi, les modalités de vérification peuvent être l'objet de manipulations et créer d'importants problèmes en termes d'équité, notamment en favorisant les grosses firmes au détriment des petites ou les producteurs nationaux au détriment des producteurs étrangers. D'un point de vue formel, la qualité de l'accréditation est également étroitement liée aux capacités de l'organisme accréditeur à détecter les éventuelles non-conformités, et à prendre les mesures correspondantes et à faire appliquer d'éventuelles sanctions. Ainsi, les autorités publiques sont en mesure de contribuer à la crédibilité et à la cohérence du système de certification en définissant certaines « règles du jeu ».

3.4. Enjeux liés au signalement et potentialités d'actions des pouvoirs publics

La simple fourniture d'informations afin de rétablir une certaine symétrie informationnelle est souvent un processus insuffisant pour engendrer le résultat

14. UNCTAD, 1995, *Trade Environment and development Aspects of Establishing and Operating Eco-labelling Programmes*, UNCTAD Secretariat, TD/B/WG.6/5, 28 March 1995.

attendu, en l'occurrence, l'achat préférentiel de produits éco-étiquetés. Wynne (1994) montre que les cartes de rapport environnemental (présentation synthétique de l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit, sans jugement de valeur par rapport à d'autres produits), tout en fournissant une quantité d'informations rétablissant une certaine symétrie informationnelle, n'aide guère le consommateur qui ne dispose pas du temps, des compétences et des ressources cognitives nécessaires au traitement de telles informations. En effet, ce n'est pas tant le rétablissement d'une certaine symétrie de l'information, mais les repères et « raccourcis » informationnels tenant compte des capacités « attentionnelles » des consommateurs qui semblent être déterminants pour le succès des programmes d'écobellisation¹⁵ (Bougherara et Grolleau, 2004). Les autorités publiques peuvent notamment intervenir en éduquant les consommateurs et en établissant des droits de propriété ou des codes de bonne conduite relatifs à l'usage de certains termes. Plusieurs États ont adopté des codes visant à introduire une certaine déontologie dans l'usage de certains termes ou de certains logos. Ces codes jouissent d'un statut juridique différent selon les pays et sont parfois mobilisés dans le cadre de poursuites contre des producteurs¹⁶. En effet, que signifie l'allégation « recyclable » apposée sur un produit quelconque si la région considérée ne bénéficie pas de structures effectives de recyclage ? Ainsi, suite à l'utilisation parfois abusive de l'expression « *agriculture raisonnée* », les autorités publiques sont intervenues à partir de 2000 en établissant des droits de propriété sur l'usage du terme et sur sa signification en termes de gestion environnementale des exploitations agricoles.

Une telle intervention des pouvoirs publics n'est pas nécessairement une intervention directe, mais peut utiliser différents moyens, comme encourager l'action des associations environnementales et consoméristes, qui peuvent s'avérer être des relais plus efficaces et efficients dans la réalisation de certains objectifs contribuant au bien-être social.

En tant que garants de la loyauté des transactions, les pouvoirs publics encouragent des allégations environnementales qui sont (1) *factuelles et non trompeuses* [« 50 % de matériau recyclé supplémentaire » alors que l'emballage est passé d'une composition comprenant 2 % de matériau recyclé à 3 %], (2) *vérifiables* [logo « *Pré-servons notre environnement* » qui n'a pas de contenu environnemental vérifiable], (3) *scientifiquement pertinentes et non triviales* [« 100 % biodégradable, sans phos-

15. Herbert Simon, à l'origine du concept de rationalité limitée, reconnaît ainsi : « Ce que consomme l'information est évident : elle consomme l'attention de ses destinataires. Ainsi, une profusion d'informations génère une pauvreté de l'attention et un besoin d'allouer cette attention efficacement parmi la surabondance des sources d'information qui pourrait la consommer. » (*Scientific American*, September, 1995, p. 201).

16. Leubuscher S., Hager W., Wattiez, J., Mombrù JF., Liaska E., 1998, *Study on Verification and Control of Environmental Product Claims*, Final Report by Prospect C&S for DG Health and Consumer Protection.

phates » alors que 99 % des produits similaires possèdent déjà ces caractéristiques]. Une autre justification à l'intervention des autorités publiques dans le champ du signalement se réfère au manque d'incitations du consommateur vis-à-vis des allégations environnementales des producteurs. En effet, la perte individuelle du consommateur pour autant qu'elle soit identifiable et mesurable, demeure généralement d'une amplitude insuffisante pour encourager les consommateurs à veiller à la réalisation des promesses des producteurs. Par rapport à une allégation relative à la santé, les éventuelles pertes générées par une allégation environnementale peu scrupuleuse sont généralement négligeables du point de vue individuel, tout en étant potentiellement considérables au niveau global. Ce manque d'incitations pourrait en partie expliquer le faible nombre de plaintes contre les allégations environnementales de nature à induire en erreur les consommateurs. L'État, en considérant le bien-être collectif, et disposant de moyens nécessaires pour poursuivre les producteurs peu scrupuleux, peut constituer un relais efficace et efficient susceptible d'inciter les producteurs à des allégations plus crédibles. Grodsky (1993) cite plusieurs cas, où l'intervention étatique, notamment grâce aux poursuites judiciaires engagées contre des producteurs apposant des allégations douteuses et la définition de règles régissant à l'usage de certains termes, ont permis de renforcer la crédibilité des allégations environnementales.

Enfin, certains producteurs peuvent être tentés de décrédibiliser certains programmes d'éco-étiquetage en augmentant artificiellement les coûts de transaction à engager pour convaincre les consommateurs de la validité d'un programme donné. Cette stratégie est notamment pratiquée sur le marché des nouvelles technologies et connue sous l'acronyme FUD, c'est-à-dire *Fear, Uncertainty and Doubt*. En créant des doutes dans l'esprit du consommateur sur les bénéfices réels d'un programme d'éco-étiquetage (par exemple, en faisant de la surenchère non justifiée scientifiquement), certains agents peuvent décrédibiliser l'ensemble des démarches par des effets de débordements négatifs. En effet, la réputation des programmes d'éco-étiquetage peut être collective, *les acteurs sont otages les uns des autres*. Ainsi, une action frauduleuse ou le questionnement sur une initiative réelle peut susciter le doute et rejaillir sur l'ensemble des programmes d'éco-étiquetage, du fait d'une certaine myopie du marché (Grolleau *et al.*, 2004a). Les modalités d'intervention des pouvoirs publics sur ce type de stratégies semblent *a priori* relativement limitées, car cette dernière risque d'interférer avec certains droits fondamentaux comme la liberté d'expression. Malgré ses implications considérables, ce domaine constitue un champ quasi-vierge du point de vue de l'analyse économique.

4. Conclusion

Les programmes d'éco-étiquetage constituent sans aucun doute un instrument complémentaire aux approches plus classiques. Bien que reposant sur les forces du marché, les programmes d'éco-étiquetage doivent surmonter de nombreux obstacles afin de générer les résultats attendus. Ces obstacles et risques de dérives constituent des zones où l'intervention des autorités publiques peut contribuer à rétablir une certaine efficacité de la « main invisible » du mécanisme marchand. Néanmoins, les autorités décrites dans cet article ont été envisagées sous un angle idéal, celui de l'État bienveillant, parfaitement informé, désintéressé et soucieux du bien-être général. Or, le gouvernement lui-même n'est pas à l'abri de la défaillance de ses propres interventions (Dollery et Wallis, 1996). En adoptant une perspective *coasienne*, les interventions suggérées dans cette contribution ne sont économiquement justifiées que si les coûts de ces dernières sont inférieurs à ceux de solutions alternatives pour corriger de telles défaillances du marché, ainsi qu'aux bénéfices qui résulteront de cette intervention (Coase, 1960). L'évaluation *ex ante* de même qu'*ex post* de ces aspects reste un champ de recherche encore largement inexploré. Malgré les difficultés d'une telle évaluation, son utilité en tant que guide, certes partiel et imparfait, pour l'intervention publique argue en faveur d'approfondissements théoriques et appliqués.

Par ailleurs, la logique des programmes d'éco-étiquetage repose sur une amélioration du fonctionnement du mécanisme marchand, grâce à la production d'informations permettant aux consommateurs d'exprimer leurs préférences environnementales sur le marché et aux firmes d'y répondre. Mais ce processus, s'il n'est pas amorcé peut aboutir à un cercle vicieux. En effet, l'efficacité environnementale des éco-étiquettes officielles suppose d'atteindre une masse critique de consommateurs familiers avec l'éco-étiquette. Or les producteurs invoquent souvent l'absence de demande des consommateurs, pour ne pas s'engager dans la production d'écoproduits. Les consommateurs, de leur côté, évoquent le manque de visibilité, c'est-à-dire l'absence d'un nombre suffisant d'écoproduits leur permettant d'exprimer effectivement leurs préférences environnementales. Un élément susceptible d'atténuer ce cercle vicieux consisterait à renforcer la cohérence des actions des pouvoirs publics, notamment en favorisant dans leurs politiques d'achat, les produits éco-étiquetés. Il semblerait que ce facteur ait joué un rôle important dans les pays nordiques où les critères écologiques sont quasi systématiquement pris en compte. L'influence de la prise en compte des produits éco-étiquetés dans les politiques d'achats publics sur le développement des programmes d'éco-étiquetage constitue un champ d'exploration empirique prometteur susceptible de déboucher sur des préconisations concrètes.

Références

- Akerlof, G.A. 1970. "The Market for 'Lemons': Quality, Uncertainty and the Market Mechanism", *Quarterly Journal of Economics*, 84: 2, 488-500.
- Ayasamy, C. 1996. « Politiques d'environnement, enjeux de compétitivité et règles du commerce international : un tour d'horizon », *Revue Française d'Économie*, XI : 3, 129-163.
- Becker, G. 1968. "Crime and Punishment: An Economic Approach", *Journal of Political Economy*, 76, 169-217.
- Blouet, A. and E. Rivoire. 1995. *L'Écobilan – les produits et leurs impacts sur l'environnement*. Paris : Dunod.
- Bougherara, D. and G. Grolleau. 2004. « L'éco-étiquetage des produits est-il crédible ? Proposition d'un cadre d'analyse ? », *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, 3, 369-390.
- Boy, L. 1996. « L'éco-label communautaire, un exemple de droit post-moderne », *Revue Internationale de Droit Économique*, 1, 67-99.
- Bureau, D. 2005. « Économie des instruments de protection de l'environnement », *Revue Française d'Économie*, XIX : 4, 83-110.
- Case, D.W. 2001. "The Law and Economics of Environmental Information as Regulation", *Environmental Law Reporter*, 31, 10773-10789.
- Caswell, J.A. and E.M. Modjuszka. 1996. "Using Informational Labelling to Influence the Market for Quality in Food Products", *American Journal of Agricultural Economics*, 78, 1248-12453.
- Coase, R. 1960. "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3, 1-43.
- Dales, J.H. 1968. *Pollution, Property and Prices, An Essay in Policy Making and Economics*, Toronto: University of Toronto Press.
- Darby, M.R. and E. Karni. 1973. "Free Competition and the Optimal Amount of Fraud", *Journal of Law and Economics*, 16, 67-88.
- Dollery, B.E. and J.L. Wallis. 1997. "Market Failure, Government Failure, Leadership and Public Policy", *Journal of Interdisciplinary Economics*, 8: 2, 113-126.
- Esposito, O. 1994. « Concurrence : l'arme des normes », *Problèmes Économiques*, 2401, 20-23.
- Grodsky, J.A. 1993. "Certified Green : the Law and Future of Environmental Labeling", *Yale Journal on Regulation*, 10: 147, 147-227.
- Grolleau, G. 2001. "Eco-label Selectivity : A Difficult Tradeoff Between Attenuating the 'Assurance Problem' and Allowing Efficient Strategies for Environmental Product Differentiation", *Journal of Economic Research*, 6, 45-58.
- Grolleau, G.; T. Lakhal, and N. Mzoughi. 2004a. "Does Ethical Activism Lead to Firm Relocation?", *Kyklos*, 57: 3, 387-402.
- Grolleau, G.; N. Mzoughi, and C. Nouira. 2004b. "Public Purchasing and Eco-labelling Schemes: Making the Connection and Reinforcing Policy Coherence", *Journal of Interdisciplinary Economics*, 15: 2, 131-151.
- Hahn, R.W. 1989. "Economic Prescriptions for Environmental Problems : How the Patient Followed the Doctor's Orders", *Journal of Economic Perspective*, 3: 2, 95-114.
- Karl, H. and C. Orwat. 1999a. "Economic Aspects of Environmental Labelling" in *Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000*. H. Folmer and T. Tietenberg, eds. Cheltenham (UK): Edward Elgar, 107-170.
- Karl, H. and C. Orwat. 1999b. "Environmental Labeling in Europe: European and National Tasks", *European Environment*, 9, 212-220.
- Korber, A. 1998. "Why Everybody Loves Flipper: The Political-Economy of the U.S. Dolphin-Safe Laws", *European Journal of Political Economy*, 14: 3, 475-509.
- Lévêque, F. 1998, *Économie de la réglementation*. Paris : La Découverte, Collection Repères.
- Maxwell, J.W.; T.P. Lyon and S.C. Hackett. 2000. "Self-Regulation and Social Welfare: The Political Economy of Corporate Environmentalism", *Journal of Law and Economics*, 2, 583-617.
- McCluskey, J. 2000. "A Game Theoretic Approach to Organic Foods: An Analysis of Asymmetric Information and Policy", *Agricultural and Resource Economics Review*, 29, 1-9.

- Meidenger, E. 2001. "Private Environmental Certification Systems and U.S Environmental Law: Closer than You May Think", *Environmental Law Reporter*, 31, 10162-10179.
- Moon, W., W.J. Florkowski, B. Brückner, and I. Schonhof. 2002. "Willingness to Pay for Environmental Practices: Implications for Eco-Labeling", *Land Economics*, 78: 1, 88-102.
- Morris, J. and L. Scarlett. 1996. "Buying Green: Consumers, Product Labels and the Environment", *Policy Study*, 217, Los Angeles: Reason Foundation.
- Nadaï, A. 1998. « Concurrence dans la qualification environnementale des produits », *Revue d'Économie Industrielle*, 83, 197-212.
- Nelson, P. 1970. "Information and Consumer Behaviour", *Journal of Political Economy*, 78, 311-329.
- O'Rourke, D. 2000. *Monitoring the Monitors: A Critique of Pricewaterhouse Coopers Labor Monitoring*. Report, Dept. of Urban Studies and Planning, Massachusetts Institute of Technology.
- Pigou, A.C. 1920. *The Economics of Welfare*, London: MacMillan.
- Piotrowski, R. and S. Kratz. 1999. "Eco-Labeling in the Globalized Economy", *International Politics and Society*, 4, 430-443.
- Salop, S.C. and D.T. Scheffman. 1983. "Raising Rivals' Costs", *American Economic Review* (Papers and Proceedings), 73: 2, 267-271.
- Sasidharan, V., E. Sirakaya, and D. Kerstetter. 2002. "Developing Countries and Tourism Eco-labels", *Tourism Management*, 23, 161-174.
- Steinzor, R.I. 1998. "Reinventing Environmental Regulation: The Dangerous Journey from Command to Self-Control", *Harvard Environmental Law Review*, 22, 103-202.
- Swann, G.M.P. 2000. *L'économie de la normalisation*, Rapport final pour la Direction des Normes et des Réglementations Techniques. Manchester : Manchester Business School.
- Teisl, M.; B. Roe and R.L. Hicks. 2002. "Can Eco-labels Tune a Market? Evidence from Dolphin-Safe Labeling", *Journal of Environmental Economics and Management*, 43, 339-359.
- Teisl, M. and B. Roe. 1998. "The Economics of Labeling: An Overview of Issues for Health and Environmental Disclosure", *Agricultural and Resource Economics Review*, 27, 140-150.
- Vitalis, V. 2002. "The development Dimension of Trade and Environment: Case Studies on Environmental Requirements and Market Access", *Joint Working Party on Trade and Environment*. Paris: OECD.
- West, K. 1995. "Ecolabels: The Industrialization of Environmental Standards", *The Ecologist*, 25: 1, 16-21.
- Wynne, R.D. 1994. "The Emperor's New Ecologos? A Critical Review of the Scientific Certification Systems Environmental Report Cards and the Green Seal Certification Mark Programs", *Virginia Environmental Law Journal*. 14, 51-149.
- Zucker, L.G. 1986. "Production of Trust: Institutional Sources of Economic Structure, 1840-1920" in *Research in Organizational Behavior*. B.M. Staw and L.L. Cummings, eds, Greenwich: JAI Press, 8, 53-111.