L'écolabellisation : un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur ? Une application aux produits agro-alimentaires

Douadia Bougherara

▶ **To cite this version:**

Douadia Bougherara. L'écolabellisation : un instrument de préservation de l'environnement par le consommateur ? Une application aux produits agro-alimentaires. Sciences du Vivant [q-bio]. Université de Bourgogne, 2003. Français. NNT : . tel-02833778

HAL Id: tel-02833778
https://hal.inrae.fr/tel-02833778

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE DE BOURGOGNE
U.F.R. DE SCIENCES ECONOMIQUES

THÈSE

Pour obtenir le grade de

Docteur en Sciences Economiques

Présentée et soutenue publiquement

par

Douadia BOUGHERARA

Le 10 décembre 2003

L'ECOLABELLISATION :

UN INSTRUMENT DE PRESERVATION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LE CONSOMMATEUR ?

UNE APPLICATION AUX PRODUITS AGRO-ALIMENTAIRES

JURY

Pierre COMBRIS (Directeur de thèse), Directeur de Recherches, INRA CORELA, Ivry-sur-Seine.
Jean-Michel GLACHANT, Professeur, Université de Paris I.
Bernard RUFFIEUX (Rapporteur), Professeur, Université de Grenoble II.
Pierre SALMON, Professeur émérite, Université de Bourgogne.
Luc THIÉBAUT (Directeur de thèse), Professeur, ENESAD, Dijon.
Marc WILLINGER (Rapporteur), Professeur, Université de Montpellier I.

L'Université n'entend donner aucune approbation ou improbation aux opinions émises dans les thèses. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

REMERCIEMENTS

Je comparerais, de manière assez peu originale, la thèse à un long voyage en mer. Bien que l'image facile et courante du doctorant soit celle d'un marin solitaire, luttant contre vents et marées pour atteindre son but, elle a été pour moi celle d'un marin guidé par les phares et constamment en communication radio avec un entourage encourageant et disponible. Consacrer trois ans à l'étude d'une problématique a été passionnant. Comme tout voyage, il a comporté des moments d'avancée rapide et d'enthousiasme et des moments de détour. Malgré ces moments difficiles, dont le doute est, je pense, l'élément le plus difficile, cette période a contribué à m'inculquer la démarche de recherche et du travail en équipe. Les conditions du voyage ont grandement été facilitées par l'ensemble des personnes qui m'entourent, dans les sphères professionnelle et privée.

Le déroulement de l'écriture m'oblige à donner un ordre à tous les "phares" et "interlocuteurs radio" qui ont ponctué mon voyage. Dans la réalité, il m'est difficile de privilégier une personne par rapport à une autre tant les contributions ont été variées. Je suis reconnaissante à tout ceux qui m'ont soutenu que ce soit sur le plan scientifique, matériel, moral ou affectif, à un stade avancé de la thèse ou pas.

Je remercie en premier lieu, Luc Thiébaut, pour m'avoir prodigué, avec une constance et des qualités humaines exceptionnelles, des encouragements et des conseils notamment sur l'importance de veiller à la précision des termes employés, souvent à la base de distinctions théoriques importantes, et de toujours considérer l'ancrage de l'analyse théorique avec la réalité. La confiance qu'il m'a manifestée en me laissant une grande liberté d'initiative sur différents aspects a été très formatrice (certaines orientations de recherche, montage de dossiers financiers, de formations afin de transférer les résultats de la recherche). J'ai tout particulièrement apprécié son entière disponibilité, même le week-end et pendant les vacances, pour des problèmes ponctuels ou des relectures de divers documents lorsque j'étais dans l'urgence.

J'ai apprécié le désintéressement avec lequel de Pierre Combris m'a apporté son soutien. J'ai reçu aussi de sa part des encouragements, sous la forme de félicitations pour le travail réalisé au fur et à mesure, et d'un apport scientifique, notamment pour la méthode expérimentale, sous la forme de critiques de papiers ou d'aide ponctuelle (téléphone ou réunions). Il m'a aussi permis de bénéficier de la dynamique du programme de recherche sur le comportement du consommateur à l'INRA, et de discussions fructueuses avec Sylvie Issanchou (INRA, Dijon) et Christine Lange (CNRS, Dijon), que je remercie également.

Je suis reconnaissante aux membres du jury, Jean-Michel Glachant, Bernard Ruffieux, Pierre Salmon, et Marc Willinger, d'avoir accepté de critiquer ce travail.

Les soutiens financiers de l'ADEME (Agence De l'Environnement et de Maîtrise de l'Energie) et du Conseil Régional de Bourgogne m'ont permis de réaliser des expériences, coûteuses, dans les meilleures conditions qui soient. Je remercie Nadia Boeglin, pour ses apports dans la veille scientifique qu'elle a réalisée pour moi au niveau des études.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers Gilles Grolleau pour ses encouragements constants. En tant que jeune ex-doctorant, il a su me rassurer surtout dans les pires moments de doute. J'ai bénéficié de ses apports scientifiques, sa disponibilité ainsi que de sa rapidité de réponse à mes sollicitations. Karine Boquet a été ma compagne de voyage, subissant les mêmes tempêtes. Elle a su m'encourager, surtout dans les derniers moments, et m'apporter des remarques constructives par sa relecture volontaire et rapide de mes documents. Je suis aussi grandement redevable au soutien scientifique et matériel de Naoufel Mzoughi surtout pour la spontanéité de son aide et son dévouement.

Je dois beaucoup aux conditions matérielles et scientifiques dans lesquelles j'ai été accueillie par le CESAER, ce qui m'a permis de bénéficier de l'animation scientifique et de discussions stimulantes. Je suis redevable à l'ensemble des membres de l'unité. J'aimerais citer particulièrement Virginie Piguet

et Cécile Détang-Dessendre, pour leur bonne humeur, leur patience, leur disponibilité, leur intérêt pour mon travail, notamment les parties économétriques, sur lesquelles il m'a fallu presque tout apprendre, Carl Gaigné, pour ses apports scientifiques dans la relecture de papiers et ses qualités humaines, Bertrand Schmitt, pour ses conseils à plusieurs reprises, Denis Barthélemy, pour ses relectures, et Francis Aubert, pour l'intérêt qu'il a manifesté à mon travail ainsi que ses critiques constructives, l'ensemble des doctorants pour l'ambiance scientifique et humaine qui a régné pendant le déroulement de la thèse mais surtout pendant la dernière phase où les états d'hilarité se multipliaient, Pierre Wavresky, pour son aide spontanée, Philippe Richard et Michel Visalli (scannage, installation de logiciels, "debuggage",…), Evelyne Julien, pour sa promptitude à trouver les articles introuvables, Christelle Grégoire, Sandrine Guillaume, Christiane Soyer et Claudine Younes.

L'ENESAD m'a aussi matériellement fourni un soutien sans lequel toutes les expériences réalisées n'auraient pas été possibles. Je remercie Dominique PAUTHEX, le Conseil Scientifique, l'Agence Comptable (Dominique Barraud et Valérie Baertschi), le service Informatique, le service des Affaires Générales et Techniques.

Merci à tous les cobayes qui ont participé à des phases pilotes des expériences ou qui ont pu venir assister à des expériences (ENESAD, CESAER, amis …). Merci à Fabienne Cacciatore et Fatouma O'Farrell pour leur contribution au recrutement des participants (courrier, téléphone, annonces en amphi, …).

J'ai bénéficié de discussion scientifiques stimulantes dans le cadre de mon comité de thèse. Je tiens à remercier Stéphane Robin et Bernard Ruffieux.

Je remercie Tim Cason qui m'a reçu lors d'un séjour aux Etats-Unis. Il a été d'une grande aide dans la conception et la rédaction de mon protocole expérimental. Je suis reconnaissante au GATE (CNRS), notamment Romain Zeiliger de m'avoir consacré de longues journées de programmation de mes expériences.

Un merci tout particulier à Armelle Mazé (INRA SAD, ATOM) pour sa relecture minutieuse et pertinente de papiers, parfois dans l'urgence.

Merci à tous mes amis pour avoir été des vrais amis, prodiguant soutien spontané, écoute et encouragements. Certains ont en plus participé à l'aspect matériel de la thèse (précieuse aide de Nathalie et Alexis dans la préparation des courriers, savoir faire de Thierry pour l'achat de produits pour l'expérience pilote, nombreux cobayes d'expérience, relectures de Joëlle, Laurence, Myriam, …).

Merci à Hayette pour son soutien.

Un remerciement tout particulier à Fabienne, une amie de 8 ans, pour son écoute, ses encouragements, sa disponibilité, sa compréhension, sa promptitude à proposer son aide et, il faut le dire, sa patience, …bref son amitié.

Enfin, je suis reconnaissante à mes parents pour les nombreux sacrifices qu'ils ont réalisés pour moi.

RESUME

L'accroissement considérable du nombre de programmes d'écolabellisation, tant dans les pays développés que dans les pays en voie de développement, en font des instruments incontournables de la gestion environnementale. A la différence des générations précédentes d'instruments de politiques d'environnement, l'écolabellisation constitue généralement un dispositif institutionnel hybride, reposant explicitement sur les forces du marché, censées s'orienter vers la réalisation d'un bien-être collectif grâce à la production d'informations. Développée en trois parties, notre thèse analyse la nature et les fonctions de ce dispositif en soulignant les conditions nécessaires à la réalisation des potentialités des programmes d'écolabellisation.

La première partie décrit et analyse le dispositif d'écolabellisation comme un instrument de politique d'environnement complémentaire des générations précédentes d'instruments. Les atouts et limites des programmes d'éco-étiquetage par rapport aux autres types d'instruments plus traditionnels sont mis en évidence. Nous montrons que les caractérisations conceptuelles des programmes d'écolabellisation et les potentialités associées reposent sur des mécanismes qui souffrent de nombreuses limites dans la réalité et explicitons de manière tout particulière le cas du secteur agro-alimentaire qui est exclu du champ d'application de la plupart des programmes d'écolabellisation officiels.

La deuxième partie identifie et étudie certains mécanismes susceptibles d'assurer l'efficacité de la transaction, entre consommateur et vendeur, de produits avec attributs environnementaux. Au-delà du rétablissement de la symétrie informationnelle, l'efficacité des programmes d'écolabellisation exige la mise en œuvre de mécanismes permettant d'économiser sur les coûts de mesure des attributs environnementaux, lesquels dépendent également des capacités cognitives prêtées aux agents. Outre l'analyse théorique, l'économie expérimentale est mobilisée pour montrer que plus l'information est coûteuse, plus l'efficacité du marché est faible. De plus, l'écolabel apparaît comme un dispositif capable d'induire la production privée d'un bien public, notamment par l'association adéquate d'attributs privatifs et généralement plus tangibles que les attributs environnementaux.

La troisième partie s'intéresse à l'un des fondements de l'efficacité de l'écolabel en s'assurant de manière empirique de l'existence d'un consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires, en l'occurrence du jus d'orange. Au-delà de l'existence et de la valeur de ce consentement à payer cette partie éclaire le contenu parfois implicite que recouvre ce consentement à payer, mettant en évidence dans le cas des produits agro-alimentaires des attentes relatives à des caractéristiques privatives –comme le goût et la santé – associées à la réalisation des attributs environnementaux.

Mots clés : Ecolabellisation ; Contrat ; Coûts de mesure ; Economie expérimentale ; Bien public ; Information.

LISTE DES SIGLES

AB : Agriculture Biologique

ACV : Analyse de Cycle de Vie

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AFNOR : Association Française de NORmalisation

BATNIC : Best Available Technology Not Increasing Costs

BDM : Becker DeGroot Marshak

CAP : Consentement à payer

CFCA : Confédération Française des Coopératives Agricoles

COV : Composés Organiques Volatiles

CREDOC : Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie

CUELE : Comité de l'Union Européenne pour le Label Ecologique

EPA : Environnemental Protection Agency

ESB : Encéphalopathie Spongiforme Bovine

ESQCV : Evaluation Simplifiée Qualitative du Cycle de Vie

EU : Etats-Unis

FARRE : Forum de l'Agriculture Raisonnée Respectueuse de l'Environnement

GATT : General Agreement onTariffs and Trade

IAA : Industries Agro-Alimentaires

IFEN : Institut Français de l'Environnement

IPM : Integrated Pest Management (protection phytosanitaire intégrée)

ISO : International Standard Organization

ISO/TR : International Standard Organization/ Technical Report

MCO : Moindres Carrés Ordinaires

MSC : Marine Stewardship Council

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

OECD : Organization of Economic Cooperation and Development

OGM : Organismes Génétiquement Modifiés

OMC : Organisation Mondiale du Commerce

ONF : Office National des Forêts

REPA : Resource and Environmental Profile Analysis

TCT : Théorie des Coûts de Transaction

WWF : World Wildlife Fund

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE **1**

PARTIE I

L'ECOLABELLISATION DES PRODUITS AGRO-ALIMENTAIRES : UN INSTRUMENT DE POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT **11**

Chapitre 1 *15*

Echec de la main invisible

Chapitre 2 *37*
L'écolabellisation : instrument de la troisième génération des instruments de politiques d'environnement

Chapitre 3 *59*
L'écolabellisation : principe et faits stylisés

Chapitre 4 *89*
L'écolabellisation : atouts et limites

Chapitre 5 *115*
L'écolabellisation des produits agro-alimentaires

PARTIE II **143**

CARACTERISATION ECONOMIQUE DE L'ECOLABEL

Chapitre 1 *147*
Coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits

Chapitre 2 *175*
Fonctionnement du marché en présence de coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits

Chapitre 3 *209*
Coûts d'information sur la qualité et efficacité de marché : une analyse expérimentale

Chapitre 4 *231*
L'achat de produits écolabellisées : contribution à un bien public ?

PARTIE III **259**

DETERMINATION ET CARACTERISATION DES CONSENTEMENTS A PAYER POUR DES ECOPRODUITS ALIMENTAIRES

Chapitre 1 *263*
L'évaluation des biens par l'économie expérimentale

Chapitre 2 *291*
Protocole expérimental de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

Chapitre 3 *313*
Résultats de l'expérience de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

CONCLUSION GENERALE **355**

BIBLIOGRAPHIE **363**

TABLE DES MATIERES **379**

ANNEXES **385**

LISTE DES ENCADRES, FIGURES ET TABLEAUX

ENCADRES

Encadré I.2.1 : L'optimum de pollution 45
Encadré I.4.2 : La "bataille des lessives" 96
Encadré I.4-1 : La "guerre des couches-culottes" 96
Encadré I.4.3 : Modèle de Matoo et Singh (1994) 101
Encadré II.1.1 : Le modèle de Darby et Karni (1973) 157
Encadré II.1.2 : Dissipation de ressources par un tri excessif 164
Encadré II.1.3 : Illustration du problème de définition 166
Encadré II.3.1 : Prise en compte du phénomène de convergence des marchés dans l'analyse économétrique 223
Encadré II.4.1 : Contribution à l'environnement et usage de l'environnement 235
Encadré III.2.1 : Information fournie aux participants 300
Encadré III.3.1 : Le modèle à erreurs composées 331
Encadré III.3.2 : Le test de Chow 334
Encadré III.3.3 : Le modèle Tobit 337

FIGURES

Figure I.1.1 : Les quatre catégories de biens selon les propriétés de rivalité et d'exclusion 26
Figure I.2.1 : Les différents types de normes 42
Figure I.2.2 : Graphique de Turvey 45
Figure I.2.3 : Critères de choix des différents instruments de politiques d'environnement 56
Figure I.3.1 : L'internalisation des effets externes à travers l'achat de produits écolabellisés 63
Figure I.3.10 : La phase d'attribution de l'Ecolabel Européen 79
Figure I.3.11 : Quelques écolabels de type I 80
Figure I.3.12 : Quelques écolabels de type III 80
Figure I.3.13 : Exemples d'écolabels de type II pour une voiture pendant la phase d'utilisation 81
Figure I.3.14 : Evolution du nombre de programmes d'écoétiquetage d'envergure nationale lancés dans le monde 82
Figure I.3.15 : Evolution du nombre de fabricants titulaires de l'Ecolabel Européen dans différents pays 83
Figure I.3.16 : Proportion d'allégations environnementales présentes sur divers produits dans l'UE 84
Figure I.3.17 : Nombre de catégories de produits par type d'éco-étiquette 85
Figure I.3.18 : Evolution du nombre de titulaires de l'Ecolabel Européen par catégorie de produits 85
Figure I.3.2 : Typologie des éco-étiquettes selon l'ISO 66
Figure I.3.3 : Grille d'analyse du contenu environnemental des éco-étiquettes 68
Figure I.3.4 : Les transferts de pollutions 72
Figure I.3.5 : Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie 72
Figure I.3.6 : La phase de l'inventaire 73
Figure I.3.7 : Zone d'existence de l'écolabel 76
Figure I.3.8 : Arbre de décision lors de la soumission d'une demande d'écolabellisation 76
Figure I.3.9 : La phase de définition des critères de l'Ecolabel Européen 77
Figure I.4.1 : Fixation de la sélectivité des critères de l'écolabel et amélioration continue 98
Figure I.4.2 : "Idéal-types" de comportement des firmes d'une industrie lors de la phase de négociation des critères de l'écolabel 99
Figure I.4.3 : Cas où l'écolabel a un effet positif sur l'environnement 102
Figure I.4.4 : Cas où l'écolabel a un contre-effet sur l'environnement 103
Figure I.4.5 : Les effets pervers potentiels de l'écolabellisation 111
Figure I.5.1 : Impacts environnementaux des produits agro-alimentaires tout au long de leur cycle de vie 119
Figure I.5.2 : Part de l'agriculture dans les rejets d'azote et de phosphore en France 120
Figure I.5.3 : Part de l'agriculture dans les prélèvements et les consommations nettes d'eau en France 120
Figure I.5.4 : Part des IAA dans la pollution de l'eau par rapport aux autres industries 122
Figure I.5.5 : Les émissions atmosphériques des IAA par type de polluant en comparaison avec d'autres industries 122
Figure I.5.6 : Distinction approche "produit"/ approche "système" 126
Figure II.1.1 : Les différents types de comportements potentiels des consommateurs face aux vendeurs de produits écolabellisés 154

Figure II.1.2 : Courbes de demande de services de réparation en fonction des performances du bien durable 158
Figure II.1.3 : Les deux définitions des biens de croyance (d'après Darby et Karni, 1973) 159
Figure II.1.4 : Définition des biens en fonction des coûts de mesure des attributs 161
Figure II.1.5 : Mode d'évaluation des impacts environnementaux d'une quarantaine de programmes d'éco-étiquetage nationaux dans le monde 167
Figure II.2.1 : Déterminants de la qualité environnementale et de la réputation du lieu de production 179
Figure II.2.2 : Les sources d'information des consommateurs sur les produits respectueux de l'environnement 195
Figure II.2.3 : Taux de reconnaissance des écolabels officiels applicables en France 205
Figure II.3.1 : Les marchés liés de l'information et des produits 214
Figure II.3.2 : Induction des préférences des acheteurs 217
Figure II.3.3 : Offre et demande pour les unités S et I 218
Figure II.3.4 : Les quatre parties de la session 220
Figure II.4.1 : Environnement : usage et contribution à travers l'achat d'écoproduits 235
Figure II.4.2 : Classification de différents comportement vis-à-vis de la préservation de l'environnement 244
Figure II.4.2 : Raisons de non achat ou du faible achat des produits biologiques 237
Figure II.4.3 : Mécanismes atténuateurs des problèmes de sous-fourniture des biens publics par les consommateurs 246
Figure III.1.1 : Les méthodes d'évaluation des biens d'environnement 269
Figure III.1.2 : Calcul de la valeur de l'environnement par les préférences révélées dans le cas d'une amélioration environnementale 270
Figure III.1.3 : Profit des participants en cas de sous-estimation du consentement à payer dans la procédure BDM 283
Figure III.1.4 : Profit des participants en cas de surestimation du consentement à payer dans la procédure BDM 283
Figure III.2.1 : Liens perçus entre les différents attributs des biens 294
Figure III.2.2 : Caractérisation du consentement à payer des consommateurs pour des écoproduits 295
Figure III.2.4 : Deux méthodes de mesure et de caractérisation des consentements à payer pour des écoproduits 298
Figure III.3.1 : Résultats des deux procédures de recrutement des participants à l'expérience 317
Figure III.3.2 : Distribution des prix (en €) selon le groupe et le produit 321
Figure III.3.3 : Ordre de classement des produits A, B et C quant à leur prix dans chacun des groupes 324
Figure III.3.4 : Distribution des surprix selon les groupes et les produits 326
FigureII.1.6 : Loi de Yerkes-Dodson appliquée à la surcharge d'information 171

TABLEAUX

Tableau I.1.1 : Typologie des effets externes sur l'environnement 23
Tableau I.1.2 : Une typologie des externalités 26
Tableau I.1.3 : Défaillances du marché et défaillances des pouvoirs publics 34
Tableau I.1.4 : Les différentes écoles de la théorie de la réglementation 35
Tableau I.2.1 : Les quatre principaux types de normes 41
Tableau I.2.2 : Les différents types d'instruments économiques 47
Tableau I.2.3 : La 3ème génération des instruments de politiques d'environnement 52
Tableau I.2.4 : Les instruments de politiques d'environnement 55
Tableau I.3.1 : La série des normes ISO 14020 64
Tableau I.3.2 :Les trois types d'éco-étiquetage 65
Tableau I.3.3 : La série des normes ISO 14040 70
Tableau I.3.4 : Principales caractéristiques de quelques éco-étiquettes 81
Tableau I.3.5 : Divergence entre le modèle classique de différenciation des produits et l'écolabellisation des produits 86
Tableau I.4.1 : Classification des biens en fonction de leur élasticité environnementale 107
Tableau I.5.1 : Quelques écolabels (agro-)alimentaires 129
Tableau I.5.2 : Ecolabels agro-alimentaires en France 132
Tableau II.1.1 : Classification des caractéristiques des biens selon le coût d'acquisition de l'information sur la qualité 161
Tableau II.1.2 : Exemple de problème de diagnostic 166
Tableau II.2.1 : Contributions à la réputation environnementale 183
Tableau II.2.10 : Etude de quelques écolabels sur des critères de crédibilité 208
Tableau II.2.2 : Problèmes informationnels selon le cadre de la transaction 187
Tableau II.2.3 : Quatre situations d'étude 188
Tableau II.2.4 : Profits et utilités en fonction des différents cas 189
Tableau II.2.5 : Equilibre en information symétrique avec un consommateur Expert 190
Tableau II.2.6 : Equilibre en information symétrique avec un consommateur Novice 191
Tableau II.2.7 : Equilibre en information asymétrique 191

Tableau II.2.8 : Défaillances et mécanismes atténuateurs 206
Tableau II.2.9 : Combinaisons des trois phases par rapport à l'indépendance vis à vis du producteur 207
Tableau II.3.1 : Diverses expériences d'analyse de l'asymétrie d'information sur la qualité des biens 213
Tableau II.3.2 : Types de biens étudiés dans diverses expériences sur l'asymétrie d'information sur la qualité des biens 214
Tableau II.3.3 : Traitements 219
Tableau II.3.4 : Nombre moyen d'unités S et I échangées et efficacité par période et par traitement 222
Tableau II.3.5 : Variables indépendantes utilisées dans les différents modèles 224
Tableau II.3.6 : Logit avec effets aléatoires : Probabilité de proposer des unités de type S 225
Tableau II.3.7 : Régression de l'efficacité modèle mixte avec effets aléatoires temporels 226
Tableau II.3.8 : Nombre moyen de demandes d'information par période et par traitement 227
Tableau II.3.9 : Régression logistique : probabilité de demander de l'information sur les unités échangées 228
Tableau II.4.1 : Les différents types de groupes selon Olson (1978, p.72-74) 240
Tableau II.4.10 : Classement des produits en fonction de la nécessité de les éco-étiqueter selon les consommateurs 252
Tableau II.4.12 : Mécanismes atténuateurs des barrières liées aux propriétés économiques des attributs environnementaux des produits agro-alimentaires 255
Tableau II.4.2 : Jeu d'assurance appliqué à l'interaction entre 2 consommateurs d'écoproduits: matrice ordinale des gains 242
Tableau II.4.4 : Comparaison des problèmes d'assurance et de passager clandestin 244
Tableau II.4.7: dilemme du prisonnier avec altruisme: matrice des gains 249
Tableau II.4.9 : Croisement des dimensions collectives et informationnelles des attributs environnementaux 251
Tableau III.1.1 : Une typologie des méthodes d'évaluation des biens 266
Tableau III.1.2 : Les valeurs de l'environnement 268
Tableau III.1.3 : Types de biais potentiels dans les méthodes d'évaluation 276
Tableau III.1.4 : Exemple de questionnaire d'analyse conjointe 278
Tableau III.1.5 : Quelques expériences de comparaison de la procédure BDM avec les enchères de Vickrey 287
Tableau III.1.6 : Revue de quelques expériences d'évaluation de biens 288
Tableau III.2.1 : Caractéristiques des deux jus d'orange sélectionnés dans le commerce 296
Tableau III.2.2 : Mesure de l'effet de l'information à travers les deux méthodes 299
Tableau III.2.3 : Revue de la littérature sur la préférence, le consentement à acheter ou à payer pour des écoproduits agro-alimentaires 310
Tableau III.3.1 : Types d'analyses effectuées dans le chapitre et sections où elles apparaissent 315
Tableau III.3.11 : Régressions des prix sur l'ensemble des produits par la méthode 1 332
Tableau III.3.12 : Variables d'interaction entre SANTE et INFO 333
Tableau III.3.13 : Régression en moindres carrés ordinaires des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 2 334
Tableau III.3.14 : Régression Tobit des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 1 338
Tableau III.3.15 : Effet de l'information en interaction avec diverses variables 339
Tableau III.3.16 : Régression des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 2 – modèle à erreurs composées 340
Tableau III.3.17 : Effectifs et proportions des participants ayant changé ou non leur prix après information dans le groupe I et selon le produit (méthode 2) 341
Tableau III.3.18 : Régression logistique : probabilité de diminuer son prix du fait de l'information par la méthode 2 342
Tableau III.3.19 : Régression Tobit des surprix de chacun des produits B et C par la méthode 1 344
Tableau III.3.2 : Nombre de participants et groupe par session 317
Tableau III.3.20 : Régression Tobit des surprix de chacun des produits B et C par la méthode 2 346
Tableau III.3.21 : Effectifs et proportions des participants ayant changé ou non leur surprix après information dans le groupe I et selon le produit (méthode 2) 347
Tableau III.3.22 : Résumé des résultats de l'analyse statistique pour la méthode 1 349
Tableau III.3.23 : Résumé des résultats de l'analyse statistique pour la méthode 2 349
Tableau III.3.24 : Résumé des résultats de l'analyse économétrique 350
Tableau III.3.3 : Caractéristiques des participants et comparaison des groupes I et II 319
Tableau III.3.4 : Distributions de prix (en €) selon les groupes et les produits 320
Tableau III.3.6 : Fréquence (%) des ordres de classement des prix des produits A, B et C 323
Tableau III.3.7 : Caractéristiques des distributions de surprix (en €) selon le groupe et le produit 325
Tableau III.3.8 : Influence de diverses variables sur la probabilité d'achat, la préférence ou le consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires 328
Tableau III.3.9 : Récapitulatif de l'effet de diverses variables sur la probabilité d'achat, la préférence ou le consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires 329
TableauIII.3.5 : Significativité des tests appariés de Student de comparaison des distributions de prix par produit et par groupe 322

▪ Introduction générale

"[L'Ecolabel Européen] sera un important instrument de la politique de l'environnement de l'Union Européenne utilisant les mécanismes de marché"; "[facilitant] le choix des 373 millions de consommateurs européens pour des produits 'verts', en indiquant clairement les incidences positives sur l'environnement du produit. Les consommateurs disposeront également du choix de boycotter les produits qui ne portent pas l'éco-label. Ainsi pourront-ils exercer une pression sur les producteurs afin qu'ils modifient leur schéma de production et qu'ils s'alignent sur les critères écologiques d'impact réduit"
Ritt Bjerregaard, Commissaire européenne (1997)[1]

"[Une mesure à prendre est notamment] de mettre au point et d'adopter, selon qu'il conviendra, à titre volontaire, des moyens d'information du consommateur qui soient efficaces, transparents, vérifiables et non-discriminatoires et qui ne prêtent pas à confusion, en vue de diffuser des informations sur la consommation et la production viables, y compris en ce qui concerne la santé et la sûreté. Ces moyens ne devront pas être utilisés en tant qu'obstacles occultes au commerce."
Sommet Mondial pour le développement durable (2002, p.20)[2]

Après un objectif de satisfaction des besoins quantitatifs, l'appareil de production s'est tourné de plus en plus vers la satisfaction des besoins qualitatifs. Pour les firmes, il s'agit de la conséquence d'un double mouvement : la réponse à des demandes implicites ou explicites et plus ou moins contraignantes de divers acteurs – politiques publiques, consommateurs, société civile – et le déplacement vers une concurrence hors prix sur le marché des produits de consommation finale. Ces demandes jusqu'à présent basées principalement sur des attributs

[1] Bulletin d'Information sur l'Eco-label Communautaire, n°16, janvier 1997.

[2] Rapport du Sommet mondial pour le développement durable, 2002, 26 aout-4 septembre, Johannesburg, Afrique du Sud, 188p.

intrinsèques des biens – capacité d'usage, qualité sanitaire des aliments – se portent à présent aussi sur des attributs extrinsèques, déconnectés de l'acte de consommation, comme le travail des enfants, le respect de l'environnement ou le bien-être animal. Ces exigences supplémentaires se sont souvent affirmées à la suite de crises et de scandales, largement médiatisés – crise de la vache folle, marées noires ou pollution par les nitrates – remettant en cause le rôle des pouvoirs publics dans la régulation du marché et leur capacité à assurer la loyauté des transactions ainsi que la protection des consommateurs et de leur environnement.

Ce contexte a sans aucun doute favorisé l'émergence de demandes de respect de l'environnement en provenance d'acteurs multiples et notamment à destination des pouvoirs publics et des entreprises. La médiation des différents intérêts en jeu, opposant souvent environnement et économie, s'est traduite au niveau politique par la mise en place de politiques d'environnement. Ces politiques se sont successivement appuyées sur deux générations d'instruments censées pallier les défaillances du marché relatives à la fourniture de biens d'environnement. La première génération correspond à un ensemble de mesures institutionnelles visant à empêcher les effets externes négatifs en utilisant la menace de sanctions administratives et/ou judiciaires. Malgré leur prédominance et leur capacité à "cueillir les fruits les plus bas", les approches *command and control* ont été l'objet de critiques sévères par les économistes, dénonçant notamment leur inefficacité dans certaines circonstances, leur inefficience et leur manque de flexibilité. Les instruments économiques, nés des modèles théoriques des économistes (taxe de Pigou en 1920, marché des droits à polluer de Dales en 1968) ont alors connu un développement considérable, quoique récent. Ils se sont parfois substitués aux approches réglementaires, bien que souvent, ils aient plutôt joué un rôle complémentaire en agissant de manière indirecte, en cherchant à modifier le contexte économique dans lequel les pollueurs évoluent. Tout en ayant permis des progrès substantiels, ces deux générations d'instruments n'ont pu réaliser toutes les attentes. Sans écarter les deux générations précédentes, une troisième génération d'instruments de politiques d'environnement diverse est apparue sur le terrain. Ces instruments de troisième génération sont souvent des dispositifs hybrides où intervient à la fois le régulateur classique, à savoir les pouvoirs publics, mais aussi d'autres acteurs issus de la sphère marchande et de la société civile. Ces nouvelles formes de régulation plus participatives et coopératives s'éloignent des approches contraignantes en promouvant le volontariat et la responsabilité civile et

environnementale des adoptants. Elles présentent la particularité de s'appuyer sur les forces du marché, et reposent notamment sur la production d'informations susceptibles de permettre aux acteurs d'exprimer leurs préoccupations. Ces nouvelles formes de régulation transforment profondément les modalités d'intervention de l'Etat.

Dans le foisonnement des approches de troisième génération, l'une d'entre elles a connu un développement remarquable : l'écolabellisation des produits[3]. Cet instrument apparu dans les années 70 en Allemagne, appartient maintenant au paysage environnemental de nombreux pays, développés ou en voie de développement. Ces programmes reposent sur un double principe (i) permettre aux consommateurs d'exprimer, par leurs achats, leurs préférences pour des produits respectueux de l'environnement et (ii) promouvoir l'offre de ces produits par une opportunité de différenciation pour les vendeurs sur le marché final. L'écolabellisation fait intervenir un acteur jusqu'ici peu concerné par les politiques d'environnement, le consommateur, et intègre un nouveau ressort d'action par la mise à disposition d'informations susceptibles d'influer sur ses décisions d'achat. L'écolabel apparaît alors comme un moyen de promouvoir, par les choix des consommateurs, des modes de production et de consommation prenant de plus en plus en compte la dimension environnementale, permettant en quelque sorte au consommateur de "voter avec son portefeuille".

Les potentialités de l'écolabel semblent alors considérables, certains de ses promoteurs allant même jusqu'à le considérer comme l'instrument de la réconciliation entre le marché et l'environnement. Néanmoins, la réalisation de telles ambitions reposent sur des mécanismes sous-jacents, dont le fonctionnement optimal suppose la réunion de conditions contraignantes.

[3] En France, le mot "label" suppose généralement la notion de pilotage du programme par les pouvoirs publics ("Label Rouge" par exemple). Le terme "écolabel" en est venu parfois à désigner les programmes officiels d'étiquetage environnemental des produits par opposition avec les programmes privés. Pour notre part, nous utilisons indifféremment les deux termes, "écolabel" et "éco-étiquetage", comme désignant tout signe ou texte apposé sur les produits et faisant référence à l'environnement. Le contexte permettra de distinguer s'il s'agit de programmes officiels ou non.

Dès lors, sous quelles conditions l'écolabellisation peut-elle constituer un instrument efficace de préservation de l'environnement ? Les éléments de réponse sont multiples et notre thèse s'articule autour de l'un d'entre eux. Du fait de l'utilisation des mécanismes du marché et de l'implication du consommateur, l'écolabellisation constitue un instrument original, pour lequel augmenter l'efficacité de la fourniture de biens d'environnement revient, sous certains aspects, à maximiser l'efficacité de la transaction marchande d'écoproduits.

Afin d'appréhender certaines conditions d'efficacité de l'écolabel, nous structurons notre développement autour de trois thèmes. Premièrement, l'écolabellisation, bien que récente, s'insère au sein d'un paysage riche en instruments de politiques d'environnement, posant la question de ses atouts et de ses limites par rapport à la panoplie des instruments existants. Deuxièmement, si le principe de l'écolabellisation semble assez simple– internaliser des effets externes par l'expression des préférences sur le marché final – dans la réalité, l'internalisation n'est qu'imparfaite. Les défis à surmonter consistent notamment, à permettre l'échange de produits avec attributs environnementaux, intangibles et à caractère public, au sein d'une relation marchande, où acheteur et vendeur sont asymétriques dans leurs caractéristiques. Enfin, l'écolabellisation repose essentiellement sur l'existence d'un consentement à payer pour les écoproduits permettant de rémunérer les efforts environnementaux parfois coûteux des vendeurs. Le consentement à payer n'est pas une notion monolithique. Il recouvre une hétérogénéité interindividuelle dans sa valeur et sa nature. D'où les questions suivantes dont les éléments d'analyse et de réponse constituent les trois parties de la thèse. (i) L'écolabel, en tant qu'instrument de politiques d'environnement, permet-il de dépasser les limites imputées aux autres instruments plus traditionnels ? (ii) Quelle configuration de l'écolabel permet d'augmenter l'efficacité de la transaction sur des attributs environnementaux des biens ? (iii) Existe-t-il un consentement à payer pour des écoproduits et si oui, que recouvre-t-il ?

Alors que les premières générations d'instruments de politiques d'environnement disposent de développements théoriques relativement homogènes et stabilisés, il n'existe pas de théorie uniforme et "prête à l'emploi" permettant d'analyser les propriétés et le rôle économique rempli par l'écolabel. En fonction des questions abordées, nous mobilisons de manière éclectique plusieurs courants théoriques susceptibles de nous éclairer. Plusieurs méthodes de

validation empirique – conduite d'expériences de marché et d'expériences de révélation des préférences, analyse statistique et économétrique – sont également mises en œuvre afin de tester certaines propositions théoriques. Nous avons également favorisé dans toute la mesure du possible une proximité avec les réalités de terrain, comme en témoigne par exemple l'étude qualitative des éco-étiquettes présentes dans le commerce. Mentionnons enfin l'application constante de nos travaux au cas particulier des produits agro-alimentaires qui sont exclus de la plupart des programmes officiels d'écolabellisation. Notre intérêt pour ce champ d'application relève notamment de deux aspects : (a) Ils présentent un cas particulier d'interaction possible entre caractéristiques intrinsèques des produits et caractéristiques environnementales, au moins dans l'esprit du consommateur. (b) Puisque les produits agro-alimentaires sont exclus du champ d'application des écolabels officiels, ils présentent un cas intéressant d'écolabellisation non-encadrée par les pouvoirs publics, où les stratégies des firmes en matière d'éco-étiquetage peuvent être analysées.

En continuité avec les trois questions identifiées précédemment, nous déclinons à présent le but poursuivi dans chacune des parties de la thèse et la manière dont s'articule chacun des chapitres afin d'éclairer notre problématique.

Dans la **partie I**, nous étudions l'écolabellisation en tant qu'instrument de politiques d'environnement. L'objectif de cette partie est d'analyser les atouts et limites de l'écolabellisation au sein des autres instruments de politiques d'environnement et notamment l'application au secteur agro-alimentaire.

Le *chapitre 1* présente le cadre de la théorie des défaillances de marché dans lequel ont été développés les instruments de politiques d'environnement de première et de deuxième génération. Elle est née d'une remise en cause des hypothèses des théorèmes de l'économie du bien-être. Cette théorie préconise l'intervention publique pour pallier les problèmes de sous-optimalité au sens de Pareto dans la fourniture de biens d'environnement. Les défaillances de marché sont désignées classiquement sous quatre catégories : les marchés non-concurrentiels, les externalités, les biens publics et l'information asymétrique ou incomplète.

La remise en cause des hypothèses de la théorie des défaillances du marché a permis un renouvellement de l'analyse. La vision du réglementeur bienveillant, omnipotent et omniscient a été remplacée par un réglementeur en asymétrie d'information soumis à des conflits d'intérêts. L'introduction des coûts de transaction dans l'analyse a remis au centre de l'étude le rôle des institutions.

Le chapitre 2 situe et présente les spécificités, atouts et limites de chacune des générations d'instruments des politiques d'environnement. Les instruments de politiques d'environnement sont classées en trois catégories : les instruments réglementaires, les instruments économiques et une troisième génération aux contours plus difficiles à tracer. L'écolabellisation appartient à cette dernière catégorie constituée des instruments informationnels, visant à diffuser de l'information, et des accords volontaires, qui constituent une contractualisation pour la fourniture de qualité environnementale. L'écolabel est un accord volontaire, plus précisément un programme public volontaire, qui lie un initiateur de l'accord, les pouvoirs publics, et l'entreprise. Les bénéfices de l'adoption d'un programme d'écolabellisation ne se limitent plus, dès lors, à maîtriser ses coûts mais résultent d'une véritable réflexion sur les atouts stratégiques de la prise en compte de l'environnement au niveau de la conception même des produits.

Le chapitre 3 présente le principe de fonctionnement de l'écolabel à partir de faits stylisés. Ce détour technique permet de dessiner les premières caractéristiques de la différenciation environnementale des produits. Nous montrons ici, combien l'écolabellisation dans la réalité, s'éloigne du modèle économique classique de différenciation des biens, où les consommateurs ont des préférences bien définies, des capacités infinies de traitement d'une information parfaite. L'écolabellisation présente plutôt les caractéristiques d'une différenciation des produits dans un monde où les consommateurs ne peuvent bien souvent pas définir leurs préférences, où la rationalité est limitée et où l'information est imparfaite.

Le chapitre 4 présente les atouts et limites de l'écolabellisation. Les atouts sont envisagés *a priori*, du fait de la configuration de l'instrument, par comparaison avec les autres instruments

des politiques d'environnement. L'objectif n'est pas de disqualifier les autres instruments mais plutôt de situer l'écolabellisation par rapport à eux. Les limites de l'écolabellisation sont développées selon trois points (i) L'instrument, du fait de sa méthodologie de fixation des critères environnementaux, peut mener au développement d'écolabels trompeurs. (ii) La définition des critères environnementaux de l'écolabel permet aux firmes d'endogénéiser les coûts de mise en conformité avec les critères de l'écolabel. (iii) L'introduction d'un écolabel peut, dans certains cas, aboutir à un contre-effet sur l'environnement, notamment la surconsommation de produits écolabellisés du fait de leurs caractéristiques *environnementales par unité de produit* menant, dans certains cas, à un impact environnemental *global* supérieur.

Après avoir exposé une étude des impacts environnementaux générés par la filière agro-alimentaire, impacts qui arguent en faveur d'une écolabellisation de ces produits, le *chapitre 5* reconstruit les raisons d'exclusion des produits agro-alimentaires de la plupart des écolabels officiels. Nous analysons et discutons les raisons de l'exclusion de ces produits du dispositif écolabel.

L'objectif de la **partie II** est de déterminer les mécanismes permettant d'augmenter l'efficacité de la transaction, entre consommateur et vendeur, de produits avec attributs environnementaux. Nous montrons que la question n'est pas tant la fourniture d'une information complète mais plutôt la mise en œuvre de mécanismes permettant d'économiser sur les coûts de mesure des attributs environnementaux. Nous utilisons l'éclairage de la branche de la mesure de la théorie des coûts de transaction (TCT).

Dans le *chapitre 1*, nous décrivons la relation acheteur – vendeur comme un contrat essentiellement implicite pour l'échange d'attributs environnementaux. Nous analysons les caractéristiques de la transaction et des contractants ayant une influence sur le niveau des coûts de mesure des attributs. Les coûts ont pour origine les obstacles informationnels (dont traitent les chapitres 1, 2 et 3) et le caractère public de la fourniture de biens d'environnement par l'achat d'écoproduits (chapitre 4).

Dans le *chapitre 2*, nous dégageons les implications de l'existence de coûts d'information sur les attributs environnementaux au niveau de la capacité du marché à fournir ces attributs. Nous montrons la nécessité de concevoir les écolabels comme des mécanismes économisant sur les coûts de mesure et favorisant la fourniture de qualité environnementale.

Dans le *chapitre 3*, nous considérons une analyse expérimentale, préliminaire, des marchés avec coûts d'information sur la qualité des biens. L'objectif est d'observer le comportement des marchés en présence de coûts croissants de transaction, lorsque la mesure – plus ou moins coûteuse – des attributs revient à l'acheteur. Plus l'information est coûteuse, plus l'efficacité du marché est faible.

Enfin, le *chapitre 4* traite de l'écolabel comme d'un mécanisme privé de contribution à un bien à caractère public. Les bénéfices environnementaux étant essentiellement collectifs, l'analyse théorique néoclassique prédit la sous-fourniture des biens d'environnement. L'analyse en termes de coûts de transaction propose l'organisation de la transaction de manière à maximiser les gains mutuels d'une coopération. Une étude de l'éco-étiquetage agro-alimentaire indique les stratégies des acteurs pour mettre en œuvre ces mécanismes. L'une de ces stratégies est l'association de bénéfices privés de qualité sanitaire et gustative aux qualités environnementales, à caractère public.

L'un des fondements de l'écolabellisation, en tant qu'instrument de préservation de l'environnement, est l'existence, chez le consommateur, d'une préférence pour les écoproduits, voire d'un consentement à payer (CAP) plus cher ces produits. Dans la **partie III**, nous mesurons et caractérisons le consentement à payer des consommateurs pour des écoproduits par la mise en œuvre d'une procédure expérimentale. Nous appliquons notre analyse aux produits agro-alimentaires. L'une des raisons invoquées à l'exclusion des produits agro-alimentaires du champ d'application des écolabels est la confusion possible entre qualités sanitaire et gustative des aliments, d'une part, et qualité environnementale, d'autre part. Par ailleurs, des rapports d'experts évoquent l'existence de ce lien dans l'esprit

du consommateur. La partie II a montré que l'éco-étiquetage, lui-même, conçu par les vendeurs, joue sur cette confusion et l'entretient.

Le *chapitre 1* situe les méthodes expérimentales de révélation des préférences pour des biens, par rapport aux autres méthodes d'évaluation des biens, notamment publics. Nous introduisons notamment la procédure dite "BDM", que nous utilisons dans l'expérience. Nous la comparons à une autre méthode expérimentale très utilisée, l'enchère de Vickrey, à partir de rares études relativement récentes. Nous réalisons une revue de quelques expériences d'évaluation des biens utilisant ces méthodes d'évaluation.

Le *chapitre 2* présente le protocole mis en œuvre pour répondre à nos questions de recherche. La procédure expérimentale nous permet d'utiliser deux méthodes de mesure et de caractérisation des CAP, en contrôlant l'environnement informationnel et l'incitation des participants à révéler leurs préférences. L'objectif est de mesurer le CAP pour du jus d'orange issu de l'agriculture biologique et pour du jus d'orange portant une mention générale de respect de l'environnement. Par une révélation séquentielle d'information, nous mesurons la part de ce CAP attribuable à des préoccupations privées, en l'occurrence, sanitaires et gustatives.

Enfin, dans le *chapitre 3*, nous présentons les résultats obtenus par une analyse statistique et économétrique des consentements à payer des individus pour des écoproduits. En plus, nous comparons le produit biologique avec le produit étiqueté avec une mention générale relative à la préservation de l'environnement. Nous souhaitons mettre en évidence, selon le produit considéré, la présence et la force du lien entre caractéristiques environnementales à caractère public et caractéristiques gustatives et sanitaires, largement privatives.

Enfin, une conclusion générale reprend les principaux résultats qui se dégagent de nos travaux et met en évidence les limites et les voies d'approfondissement possibles.

Partie I

L'écolabellisation des produits agro-alimentaires : un instrument de politiques d'environnement

Suite à une prise de conscience de l'existence d'une préférence et même d'un consentement à payer déclaré pour des produits respectueux de l'environnement, les firmes ont développé un éco-étiquetage sur leur produits. Celui-ci est ainsi apparu sur le marché des biens de consommation pour répondre à une demande de produits plus respectueux de l'environnement dans le cadre de stratégies marketing. A cause de l'intangibilité des caractéristiques environnementales, et l'objectif étant de gagner des parts de marché ou de capter un surprix, les éco-étiquettes se sont parfois révélées sans réel contenu environnemental. Dans son principe pourtant, l'éco-étiquetage est un instrument de réduction des pressions sur l'environnement utilisant le mécanisme du marché amenant les firmes à prendre en compte l'environnement dans la conception même de leurs produits. Pour cette raison, les pouvoirs publics ont ensuite promu ce type d'instrument de préservation de l'environnement sous la forme d'écolabels certifiés par un organisme indépendant.

L'objectif de cette partie est d'analyser les atouts et limites de l'écolabellisation au sein des autres instruments de politiques d'environnement et notamment l'application au secteur agro-alimentaire. De manière imagée, nous pourrions représenter cette partie sous la forme d'un entonnoir : dans la partie élargie, l'ensemble des défaillances de marché et des pouvoirs publics parmi lesquels ceux relatifs à la fourniture de biens d'environnement (chapitre 1) ; puis, l'ensemble des instruments de politiques d'environnement parmi lesquels l'écolabellisation (chapitre 2) ; puis, l'écolabellisation des produits parmi lesquels les produits agro-alimentaires (chapitres 3 et 4) ; enfin, l'écolabellisation des produits agro-alimentaires, dans la partie rétrécie (chapitre 5).

La partie I est donc organisée de la manière suivante: les marchés étant dans l'impossibilité de fournir les biens environnementaux (chapitre 1), des instruments de politiques d'environnement visant à permettre leur production ou leur préservation ont été mis en œuvre en s'appuyant sur divers ressorts tels que la coercition, l'incitation économique, l'engagement volontaire ainsi que l'information. Nous situons et présentons les spécificités, atouts et limites de chacune des générations d'instruments des politiques d'environnement en termes de préservation de l'environnement mais aussi en termes

d'efficacité économique (chapitre 2). Le chapitre 3 dégage le principe de fonctionnement de l'écolabel à partir de faits stylisés, ainsi qu'un état des lieux de la labellisation environnementale en France et dans le monde. Il met en exergue les principales divergences entre l'écolabellisation et les modèles de différenciation classique des biens. Les atouts et limites de l'écolabellisation sont ensuite analysés en référence aux autres instruments des politiques d'environnement (chapitre 4). Enfin, le chapitre 5 montre l'intérêt de l'application de notre analyse aux produits agro-alimentaires du fait des spécificités de ces produits et du fait que la plupart des écolabels officiels excluent les produits agro-alimentaires de leur champ d'application. Nous analysons et discutons les raisons de cette exclusion.

Chapitre 1

Echec de la main invisible

Ce chapitre vise à mettre en évidence et à caractériser l'échec des marchés dans la fourniture de biens environnementaux. Dans la conception d'Adam Smith, le marché est à même de mener à une allocation des ressources optimale au sens de Pareto. Les agents sont guidés comme par une "main invisible" à agir dans le sens d'une optimisation du bien-être général. L'économie du bien-être, sous les hypothèses de la théorie néoclassique, a dérivé des théorèmes formalisant l'idée d'Adam Smith (section A). La critique de cette vision des marchés est apparue avec la remise en cause des hypothèses de ces théorèmes, identifiant ainsi les situations pour lesquelles les marchés sont défaillants. La littérature des défaillances du marché a servi de justification à l'intervention des pouvoirs publics pour rétablir l'efficacité des marchés et mener ainsi à l'optimum paretien (section B). La fourniture ou la préservation de biens d'environnement combinent un certain nombre de sources de défaillances du marché. C'est dans cette lignée qu'ont été développés les premiers instruments de politiques d'environnement visant à rétablir l'efficacité des marchés. La mise en évidence de l'existence de défaillances du marché ont amené à s'intéresser à leur pendant, les défaillances des pouvoirs publics. La critique de deux principales hypothèses implicites de la littérature des défaillances du marché, a donné naissance à deux grandes catégories d'approches (section C). La première hypothèse implicite est la vision du réglementeur, omniscient, omnipotent et bienveillant. Les conflits d'intérêt et les problèmes d'information entre réglementeurs et réglementés, correspondent aux développements de l'économie industrielle et de la nouvelle économie publique. La seconde hypothèse implicite de la littérature des défaillances du marché, est l'absence de coûts de transaction. Ce sont les contributions de Coase qui sont à l'origine de la prise en compte, dans l'analyse, des coûts de transaction et donc du rôle des institutions.

A. ECONOMIE DU BIEN-ETRE ET DEFAILLANCES DU MARCHE

Dès la fin du XVIII^{ème} siècle, le marché a été considéré comme un moyen efficient d'allocation des ressources. Dans le marché d'Adam Smith, les agents poursuivent leurs intérêts individuels avec comme conséquence de mener à la satisfaction de l'intérêt général :

> "l'homme a presque continuellement besoin du secours de ses semblables, et c'est en vain qu'il l'attendrait de leur seule bienveillance. Il sera bien plus sûr de réussir, s'il s'adresse à leur intérêt personnel et s'il leur persuade que leur propre avantage leur commande de faire ce qu'il souhaite d'eux. C'est ce que fait celui qui propose à un autre un marché quelconque; le sens de sa proposition est ceci: Donnez-moi ce dont j'ai besoin, et vous aurez de moi ce dont vous avez besoin vous-même; et la plus grande partie de ces bons offices qui nous sont nécessaires s'obtiennent de cette façon. Ce n'est pas de la bienveillance du boucher, du marchand de bière et du boulanger, que nous attendons notre dîner, mais bien du soin qu'ils apportent à leurs intérêts. Nous ne nous adressons pas à leur humanité, mais à leur égoïsme et ce n'est jamais de nos besoins que nous leur parlons, c'est toujours de leur avantage…"
>
> Adam Smith (1776)

Les agents sont comme guidés par une "main invisible" qui les mènent à augmenter le bien-être général de manière inintentionnelle.

> "Chaque individu travaille nécessairement à rendre aussi grand que possible le revenu annuel de la société. À la vérité, son intention en général n'est pas en cela de servir l'intérêt public, et il ne sait même pas jusqu'à quel point il peut être utile à la société […] Il ne pense qu'à son propre gain; en cela, comme dans beaucoup d'autres cas, il est conduit par une main invisible à remplir une fin qui n'entre nullement dans ses intentions; et ce n'est pas toujours ce qu'il y a de plus mal pour la société, que cette fin n'entre pour rien dans ses intentions. Tout en ne cherchant que son intérêt personnel, il travaille souvent d'une manière bien plus efficace pour l'intérêt de la société, que s'il avait réellement pour but d'y travailler. Je n'ai jamais vu que ceux qui aspiraient, dans leurs entreprises de commerce, à travailler pour le bien général, aient fait beaucoup de bonnes choses."
>
> Adam Smith (1776)

Les individus laissés à la poursuite de leur intérêt individuel vont permettre d'atteindre une allocation efficiente qui sera un optimum de Pareto, pour lequel il est impossible d'augmenter le bien-être d'un agent sans diminuer celui d'un autre. L'économie du bien-être fait référence au cadre de la concurrence pure et parfaite et dérive deux théorèmes :

1er théorème de l'économie du bien-être : Tout équilibre de marché de concurrence parfaite est un optimum de Pareto.

2ème théorème de l'économie du bien-être : Tout optimum de Pareto peut être atteint par un marché de concurrence parfaite.

Le concept de "défaillance du marché"[4] a été introduit à la suite de la formalisation des théorèmes de l'économie du bien-être. En effet, ceux-ci ne sont valables que sous certaines conditions. C'est justement le relâchement de ces conditions qui va nourrir toute une littérature de la microéconomie qui analyse l'efficacité des marchés en dehors des hypothèses des théorèmes de l'économie du bien-être. Les défaillances du marché se réfèrent à toutes les situations où les conditions d'obtention d'une allocation Pareto-efficiente des ressources ne sont pas remplies. Autrement dit, le bien-être d'au moins un agent pourrait être augmenté sans qu'il y ait diminution du bien-être d'un autre agent. Dans une perspective pigouvienne, on peut dire que les défaillances du marché apparaissent lorsque le coût marginal social ne correspond pas au bénéfice marginal social, lorsque les prix ne reflètent pas le coût marginal social. Il y a alors sous ou surproduction du bien considéré du fait d'une défaillance de la fonction de signal des prix.

Dans la lignée des travaux de Pigou (1932), l'article de Bator, "*The Anatomy of Market Failures*" (1958), est fondateur de la littérature des défaillances du marché. Bator identifie trois types de sources de défaillances du marché : (i) les externalités liées à la propriété (*ownership externalities*) : certains biens ont une valeur implicite mais à cause de l'absence de droits de propriété bien définis, ou de l'impossibilité ou du coût élevé de mise en œuvre de mécanismes de mesure de qui produit quoi et de qui reçoit quoi, l'allocation n'est pas Pareto-efficiente. Bator (1958) prend l'exemple de Meade (1952) où il serait impossible pour l'horticulteur de tenir une comptabilité de la quantité de nectar utilisée par les abeilles de l'apiculteur. (ii) les externalités techniques (*technical externalities*) : elles correspondent aux situations où la frontière des possibilités de production est non-convexe dans le cas de l'existence de rendements d'échelle croissants ou d'indivisibilités, (iii) les externalités liées aux biens publics (*public-good externalities*) : elles se réfèrent à la sous-fourniture de biens publics du fait de leur non-rivalité et de leur non-exclusion.

La définition des défaillances du marché se réfère, à l'origine, à la notion d'allocation Pareto-efficiente des marchés. Certains auteurs reprochent à cette définition d'être trop restrictive. En effet, même si les marchés sont efficients, ils peuvent demeurer néanmoins insatisfaisants sur le plan de la distribution des ressources. Ainsi, Wolf (1988, p.20) propose une définition des défaillances du marché en termes d'efficience mais aussi propose de prendre en compte des critères d'équité où les conséquences

[4] Cette expression est la traduction de l'anglais "*market failures*", rendu aussi par "défauts de marché" ou "déficience du marché".

sociales globales des marchés sont considérées. A cause de la difficulté de trouver des indicateurs d'équité, la littérature des défaillances du marché s'est surtout concentrée sur la notion de Pareto-efficience. De nombreux auteurs font de ces situations d'apparition de défaillances du marché une justification de l'intervention de l'Etat pour atteindre l'allocation efficiente des ressources. Ainsi, classiquement, on identifie quatre sources de défaillances du marché[5] : les marchés non concurrentiels, les externalités, les biens publics, les asymétries d'information ou l'incertitude.

B. LES SOURCES DE DEFAILLANCES DU MARCHE

Les sources de défaillances du marché proviennent du relâchement des hypothèses de la concurrence pure et parfaite qui mènent aux théorèmes de l'économie du bien-être. On présente ici quatre sources de défaillances du marché : les marchés non concurrentiels, les externalités, les biens publics et l'asymétrie ou l'incomplétude d'information.

a. Les marchés non concurrentiels

Dans le modèle de la concurrence pure et parfaite, la présence d'un grand nombre d'acheteurs et de vendeurs empêche les agents d'influer sur le prix. Les agents sont "preneurs de prix" (*price takers*). Le grand nombre d'agents sur le marché permet au prix d'égaliser sur le long terme les coûts marginaux. Si par contre le nombre d'offreurs diminue, les agents ont alors la possibilité d'agir sur le prix. Cela correspond aux situations où il n'existe qu'un seul offreur (monopoles), quelques offreurs (oligopoles) ou lorsque les offreurs, en grand nombre, adoptent des stratégies de différenciation des produits (concurrence monopolistique). Etant donnée l'absence de concurrence et/ou la possibilité pour les agents d'agir sur les prix, il y a perte de bien-être social par rapport à la situation de concurrence pure et parfaite.

Prenons l'exemple du monopole naturel, dont les coûts moyens sont décroissants pour tout niveau de production. Les coûts sont d'autant plus faibles que la quantité produite est élevée. Ainsi, il est plus avantageux de concentrer la production dans les mains d'un seul offreur. Si les prix égalisent les coûts

[5] On identifie d'autres sources de défaillance du marché (Stiglitz, 2000, pp.76-92) telles que les cycles macroéconomiques que nous n'évoquerons pas ici puisque nous nous focalisons sur les aspects microéconomiques et les marchés incomplets ou manquants que nous évoquerons à la suite de notre présentation car elle recoupe en grande partie les quatre sources de défaillance de marché que nous exposons.

marginaux, l'entreprise fait des pertes. Ainsi, le monopoleur aura tendance à fixer des prix plus élevés qu'en situation de concurrence afin de maximiser son profit, ce qui sera source d'inefficience de l'allocation. On rencontre des cas de monopoles naturels dans la distribution de gaz, d'électricité, d'eau, les sociétés de chemin de fer, les réseaux de télécommunication à cause du niveau élevé de coûts fixes.

Trois types de politiques visent à remédier à cette source de défaillance du marché (Stiglitz, 2000) afin de ramener les prix au niveau des coûts marginaux :

- la nationalisation : les monopoles naturels ont été placés sous le contrôle de l'Etat dans certains pays européens. L'entreprise est subventionnée pour compenser les pertes.
- la réglementation et l'encouragement à la concurrence : pour amener les prix au niveau le plus bas possible. Aux Etats-Unis où les monopoles naturels sont hautement réglementés et dans beaucoup d'autres pays, on déréglemente dans les secteurs où la concurrence peut jouer.

La théorie des marchés contestables (Baumol et al., 1981) a remis en cause la nécessité pour les pouvoirs publics d'intervenir en présence de cette source de défaillances du marché. Selon ces auteurs, le nombre de firmes ne préjuge pas de leurs comportements. Dans certains cas, une firme en situation de monopole peut être amenée à se comporter comme si elle était en situation de concurrence. La firme redoute l'entrée de concurrents du fait de l'absence de coûts d'entrée sur le marché.

> "no good theoretical link has been forged between the structure of [an] industry and the degree to which competitive pricing prevails, because no good explanation has been provided for how present and potential rivals are kept from competing without some governmentally provided restrictions on competitive activities."
>
> Demsetz (1974) cité par Clemens et Law (1998)

b. Les externalités

La notion d'externalité[6] a fait l'objet d'un grand nombre d'analyses sans pour autant que celles-ci convergent vers l'établissement d'une définition rassemblant les auteurs (Baumol et Oates, 1988). Si elle n'a pas défini les externalités, la littérature en a néanmoins proposé des typologies : externalités de production ou de consommation, positive ou négative, techniques ou pécuniaires (Viner, 1931 ; Scitovsky, 1954, pp.145-146), privées ou collectives (Bator, 1958 ; Head, 1962), etc.

[6] Ce terme est la traduction de l'anglais "*externality*". Une autre traduction est "effet externe". Certains auteurs distinguent l'effet externe, désignant l'effet par lui-même qui est externe au marché, et l'externalité, qui désigne son caractère plus ou moins externe. Nous choisissons d'utiliser indifféremment les deux termes.

L'analyse de Pigou (1932) étant à l'origine d'instruments de politiques d'environnement visant à internaliser les effets externes, la définition qu'il donne des effets externes est à noter :

> "The essence of the matter is that one person, A, in the course of rendering services, for which payment is made, to a second person, B, incidentally also renders services or disservices to other persons […] of such a sort that payment cannot be exacted from the benefited parties or compensation enforced on behalf of the injured parties."
>
> Pigou (1932) cité par Dahlman (1979)

L'idée est qu'un individu A en rendant service à B contre paiement rend inintentionnellement un service à d'autres personnes C sans que celles-ci ne reçoivent compensation pour le préjudice subi ou ne rémunèrent les bénéfices reçus. Pour Meade (1952), il y a effets externes à chaque fois qu'il y a interdépendance directe entre producteurs, lorsque l'*output* et les facteurs de production d'une firme entrent dans la fonction de production d'une autre firme. C'est à Meade qu'on doit l'exemple classique de l'apiculteur et de l'horticulteur. Le premier bénéficie du nectar des fleurs des arbres fruitiers du second sans que celui-ci ne reçoive une compensation. Dans son article, Scitovsky (1954) distingue les externalités techniques, qui correspondent à la définition de Meade, des externalités pécuniaires où les profits d'une firme dépendent des *inputs* ou *outputs* d'une autre firme. La première forme d'externalité est hors marché, la seconde correspond à des effets dus à des modifications de prix. Bator (1958) donne une définition très large de l'externalité. Elle englobe comme nous l'avons vu l'ensemble des trois types de sources de défaillances du marché qu'il identifie. Selon Buchanan et Stubblebine (1962, p.372), il y a effets externes lorsque l'utilité d'un individu dépend non seulement de ses propres activités mais aussi d'activités qui sont sous le contrôle d'un autre individu B, qui est supposé être un membre du même groupe social que A. Selon Baumol et Oates (1988), cette définition est trop focalisée sur les conséquences de l'externalité et ne dit rien sur son mode d'apparition. Ils définissent l'externalité comme remplissant deux conditions :

(i) Il y a effet externe lorsque l'agent A détermine la valeur d'une variable non monétaire dans la fonction d'utilité ou de production de l'agent B sans souci particulier pour le bien-être de B.

(ii) L'agent A ne reçoit pas (ne paie pas) en compensation de son activité une somme égale à la valeur des bénéfices reçus (coûts subis) par l'agent B.

Notons qu'à l'instar de Baumol et Oates (1988), les diverses définitions des effets externes dans la littérature supposent la notion de non intentionnalité (Buchanan et Stubblebine, 1962 ; Bator, 1958 ; Scitovsky, 1954 ; Meade, 1952). Les situations où A affecte de manière intentionnelle le bien-être de B sont exclues. L'exemple classique est celui de deux firmes situées au bord d'une rivière. La firme A

produit du cuir et est située en amont de la firme B qui produit de la bière. La firme A rejette des effluents dans la rivière ce qui oblige B à s'équiper de procédés de purification de l'eau qu'elle utilise pour nettoyer ses cuves. La firme B subit des coûts supplémentaires. Dans la fixation du prix du cuir, A ne prend pas en compte ces coûts supplémentaires subis par B. L'effet négatif de A sur B est externe au marché.

Cette définition suppose l'existence d'un émetteur A et d'un récepteur, B, de l'effet externe qu'il faut veiller à identifier lorsqu'il est fait allusion à un effet externe (Thiébaut, 1992, p.86). Le récepteur de l'effet externe peut être soit producteur (l'effet externe influence la fonction de production), soit consommateur (l'effet externe influence sa fonction d'utilité). L'émetteur peut émettre l'effet externe soit à l'occasion d'un acte de production, soit à l'occasion d'un acte de consommation. Thiébaut (1992, p.87) présente les quatre cas correspondants (tableau I.1.1) :

Récepteur	**Emetteur**			
	Producteur		Consommateur	
	Effet externe positif	Effet externe négatif	Effet externe positif	Effet externe négatif
Production (fonction de production)	Horticulteur dont les fleurs sont butinées pas les abeilles d'un apiculteur [7]	Pollution industrielle	Village touristique fleuri par ses habitants	Déchets laissés sur la plage – nuit au tourisme
Consommation (fonction d'utilité)	Gains de productivité par la réduction de la quantité de matière première utilisée	Pollution par les odeurs	Jardin fleuri par un particulier et visible par le voisinage	Utilisation de sa voiture – impact sur la santé des autres

Tableau I.1.1 : Typologie des effets externes sur l'environnement inspiré de Thiébaut (1992)

La solution proposée dans la littérature, notamment par Pigou, est d'internaliser les effets externes. L'idée est d'égaliser les coûts et bénéfices sociaux avec le prix du marché pour amener les acteurs à prendre en compte les coûts et bénéfices totaux de leurs activités. La présence d'effets externes est souvent proposée comme une justification à l'intervention publique. Traditionnellement, on trouve deux formes générales d'intervention dans le cas des externalités : les instruments réglementaires (intervention directe de l'Etat par l'établissement de normes par exemple) ou économiques (intervention indirecte de l'Etat par taxes et redevances). Un troisième type est constitué des approches volontaires et informationnelles. Nous examinerons ces différentes formes d'intervention dans le chapitre suivant.

[7] Exemple de Meade (1952).

c. Les biens publics

Bien que nombre d'articles ne distinguent pas les termes "collectif" (*collective goods*) et "public" (*public goods*) qualifiant les biens, ces deux termes recouvrent pour d'autres auteurs des significations différentes. Le terme "public" spécifie l'identité du fournisseur du bien à savoir l'Etat. Le terme "collectif" spécifie, lui, la nature de la consommation du bien. En effet, Wolfelsperger (1995) distingue le bien public du bien collectif en ce que le bien public est produit par l'Etat alors que le bien collectif est un bien pour lequel il y a non-rivalité dans la consommation. Le terme "collectif" spécifie la demande et la consommation du bien alors que le terme "public" spécifie sa production par l'Etat (Thiébaut, 1992, p.60, note).

Samuelson (1954) donne une définition formalisée des biens collectifs purs auxquels il attribue les propriétés fondamentales suivantes :

(i) la non-rivalité dans la consommation du bien : le bien peut être consommé *en même temps* par plusieurs consommateurs sans que la quantité pour chaque individu s'en trouve affectée (Abdessalem, 1999; Wolfelsperger, 1995). Cela tient aux propriétés physiques de divisibilité des biens.
Ainsi, si X_i est la quantité totale de bien i disponible et x_i^h la consommation en bien i de l'individu h,

pour un bien privé, il y a rivalité dans la consommation:

$$\sum_h x_i^h = X_i \qquad \text{ou} \qquad \sum_h x_i^h \leq X_i$$

et pour un bien collectif, il y a non-rivalité dans la consommation:

$$x_j^h = X_j \quad \forall h \qquad \text{ou} \qquad x_j^h \leq X_j \quad \forall h$$

La définition insiste sur la notion de non rivalité dans la consommation *simultanée*. En effet, un bien comme une paire de chaussures peut être "consommé", c'est-à-dire porté, par deux individus à des moments différents. Cela n'en fait pas un bien collectif (Wolfelsperger, 1995).

(ii) la non-exclusion dans la consommation du bien : il est impossible d'exclure qui que ce soit de la consommation du bien collectif, qu'il ait contribué à sa fourniture ou non, soit parce c'est techniquement impossible, soit parce que le coût est prohibitif. Si un individu décide de diminuer la pollution à l'ozone en prenant le bus plutôt que sa voiture, il ne peut techniquement exclure aucun

habitant de sa ville de la consommation de l'air de meilleure qualité qu'il a contribué à produire, ou plutôt qu'il n'a pas pollué.

Notons que d'après cette définition, un bien collectif n'est pas forcément public, produit par l'Etat. Un individu qui fleurit son jardin visible par le voisinage produit un bien (paysage) qui est collectif mais non public : produit par un individu, non par l'Etat, et de nature collective. Par ailleurs, un bien public n'est pas forcément collectif. En effet, les services publics peuvent être des biens privés. C'est le cas de l'éducation par exemple qui bénéficie principalement à celui qui suit l'enseignement. Sa prise en charge par l'Etat est due à sa nature de bien tutélaire. Les biens tutélaires ou méritoires présentent pour la collectivités des mérites (éducation, santé,…) ou des démérites (alcool, drogue,…) tels que leur production et leur allocation ne sont pas abandonnés au marché.

Ces deux critères permettent de définir 3 catégories supplémentaires de biens (figure I.1.1) :

- Les biens marchands

Ce sont des biens privés purs, avec rivalité et exclusion. C'est à cette catégorie que réfère en général le mot "bien" dans son sens général. Pour ces biens, la quantité produite est déterminée par l'offre et la demande de ce bien sur le marché. La théorie néoclassique permet de déterminer le prix et la quantité d'équilibre auxquels les produits seront échangés. C'est pour ces biens que l'économie du bien-être déduit l'existence d'une allocation Pareto-efficiente à l'équilibre.

- Les biens à péage ou de club

Ces biens sont sujets à exclusion mais pas à rivalité. Ce sont des biens pour lesquels les individus doivent payer un péage pour pouvoir les consommer. Par exemple, l'instauration d'un droit d'entrée de 3€ pour pouvoir visiter les jardins en mars 2002[8] constitue un dispositif d'exclusion faisant des jardins des biens à péage. Une fois le droit d'entrée payé, le jardin peut être consommé par plusieurs individus sans que la quantité disponible en soit affectée (dans la limite de la congestion). Les biens de clubs ont été étudiés par Buchanan (1965). Les membres du club bénéficient d'avantages prodigués par le club et doivent en contrepartie supporter le coût de fourniture du bien.

- Les biens à accès libres ou biens communs

Ce sont des biens pour lesquels il y a non-exclusion et rivalité dans la consommation. L'économie des ressources naturelles s'intéresse à ce type de bien. Hardin (1968) a proposé un modèle dans lequel il

[8] C'est la révolution à Versailles, le parc du château devient payant !, *Le Monde*, 30 mars 2002.

montre que ces 2 caractéristiques des biens mènent à l'épuisement de la ressource. Chaque individu en consommant la ressource diminue la quantité disponible pour les autres mais il est impossible d'exclure qui que ce soit de la consommation. L'exemple de bien à accès libre sont les ressources naturelles telles que les bancs de poissons. Le problème provient de l'absence de définition des droits de propriété. Personne ne peut revendiquer une compensation pour l'épuisement de la ressource.

Figure I.1.1 : Les quatre catégories de biens selon les propriétés de rivalité et d'exclusion

		RIVALITE	
		Avec rivalité Bien divisible	*Sans rivalité* Bien indivisible
EXCLUSION	*Avec exclusion*	Biens marchands	Biens à péage
	Sans exclusion	Biens à accès libre ou biens communs	Biens collectifs purs

Le caractère collectif des biens mène à des comportements de sous-contribution aux biens. Chacun bénéficie du bien lorsqu'il est produit mais chacun a tendance à ne pas contribuer et bénéficier des contributions des autres puisqu'il ne pourra être exclu de sa consommation. C'est une situation de dilemme du prisonnier. Personne n'a intérêt à contribuer. Le bien est donc sous-produit menant à une allocation inefficiente au sens de Pareto. C'est la théorie de l'action collective qui étudie ces phénomènes de coopération dans la production d'un bien collectif.

Nous avons précédemment évoqué les externalités comme source de défaillance du marché pouvant être de nature privée ou collective. Maintenant que nous avons examiné ce que recouvre le qualificatif "collectif", le tableau I.1.2 croise la typologie privée/collective avec la typologie positive/négative des externalités :

	Privée	**Collective**
Positive	Charbon perdu par les trains et ramassé par des individus pour se chauffer	Aménités paysagères fournies par l'agriculteur lors de sa production de denrées et dont profitent les promeneurs
Négative	Déchets de repas laissés sur la plage par des vacanciers	Air pollué par les voitures du fait des déplacements quotidiens

Tableau I.1.2 : Une typologie des externalités

L'exemple d'externalité privée est donné par Baumol et Oates (1988) : après la seconde guerre mondiale, dans certaines régions d'Europe, des personnes longeaient les lignes de chemin de fer à la recherche de charbon tombé des trains. Ce genre d'exemple est difficile à trouver dans la mesure où les externalités privées positives ont tendance à être naturellement internalisées par leurs émetteurs étant donné le gain privé qu'elles représentent, sauf si le coût d'internalisation est supérieur aux bénéfices espérés.

d. L'information asymétrique ou incomplète

La troisième source de défaillance du marché est la remise en cause de l'hypothèse d'information parfaite. La manière dont Hayek (1945) décrit le problème est particulièrement pertinente.

> "The peculiar character of the problem of a rational economic order is determined precisely by the fact that the knowledge of the circumstances of which we must make use never exists in concentrated or integrated form but solely as the dispersed bits of incomplete and frequently contradictory knowledge which all the separate individuals possess. The economic problem of society is thus not merely a problem of how to allocate "given" resources – if "given" is taken to mean given to a single mind which deliberately solves the problem set by these "data." It is rather a problem of how to secure the best use of resources known to any of the members of society, for ends whose relative importance only these individuals know. Or, to put it briefly, it is a problem of the utilization of knowledge which is not given to anyone in its totality."
>
> Hayek (1945, p.519)

La connaissance n'est pas entre les mains d'un seul individu et le problème n'est pas tant l'allocation des ressources de manière optimale que l'utilisation de la connaissance qui est dispersée et dont seuls les possesseurs connaissent la valeur. La présence d'asymétrie ou d'incomplétude de l'information introduit une inefficience au sens de Pareto.

En ce qui concerne l'asymétrie d'information, elle apparaît lorsque l'information sur les caractéristiques ou l'environnement de la transaction est concentrée dans les mains d'une seule des deux parties en présence. La partie qui possède l'information est nommée *agent*, et celle qui ne la possède pas, *principal*. L'asymétrie peut porter (i) sur des caractéristiques de la transaction non manipulables par la partie détenant l'information (sélection adverse) ou (ii) sur des caractéristiques manipulables (aléa moral).

(i) Akerlof (1970) a étudié ce phénomène dans le cas du marché des voitures d'occasion. Le marché comprend à la fois des voitures de bonne et de mauvaise qualité. Akerlof montre qu'il y a une asymétrie d'information entre vendeurs et acheteurs quant à la qualité des voitures. Le vendeur (agent)

connaît la qualité et donc la valeur de la voiture qu'il propose à la vente, les acheteurs (principaux), eux, ne peuvent déterminer la qualité de la voiture avant de l'avoir achetée et essayée. Du fait de cette asymétrie, les acheteurs refusent de payer un prix supérieur au prix moyen de l'ensemble des voitures sur le marché. Etant donné le prix auquel les acheteurs sont disposés à acheter, les vendeurs de voitures de bonne qualité refuseront de mettre leurs voitures sur le marché. Ainsi, les voitures de bonne qualité sont éliminées du marché et seules les voitures de mauvaise qualité seront échangées. Il y a sélection adverse. La demande des acheteurs pour des voitures d'occasion de bonne qualité ne pourra être satisfaite, les vendeurs ne pourront vendre leurs voitures de bonne qualité. Cette situation est source d'inefficience au sens de Pareto car certains agents pourraient voir leur bien-être augmenté sans que le bien-être d'autres agents diminue.

(ii) L'asymétrie d'information peut aussi porter sur des caractéristiques de la transaction manipulables. L'asymétrie d'information porte sur les actions de l'agent après signature du contrat avec le principal. Cette situation a été étudiée dans le cas des marchés d'assurance (Rothschild et Stiglitz, 1976). Les agents assurés ont tendance à ne pas fournir suffisamment d'efforts pour prévenir un accident augmentant ainsi le risque de perte pour l'assureur (le principal). On rencontre ce problème dans le cas des garanties. Un appareil sous garantie est soumis au risque de mauvaise manipulation de la part de l'acheteur (agent) augmentant le risque de perte pour le vendeur (principal) lorsque l'appareil est réparé ou remplacé, non pas à cause d'un défaut de fabrication mais d'une mauvaise utilisation du produit. Si les actions de l'agent étaient observables, il y aurait un gain de ressources. La marché n'est pas Pareto-efficient en présence d'asymétries d'information.

En ce qui concerne l'incomplétude d'information, ni l'agent, ni le principal ne possède l'information sur les caractéristiques de la transaction, les choix sont alors réalisés en univers incertain. La théorie de l'utilité espérée modélise le comportement des individus comme une optimisation des choix avec probabilités subjectives affectées aux différents états de la nature. Les acheteurs parviennent difficilement à calculer leurs bénéfices privés marginaux et les vendeurs à calculer leurs coûts privés marginaux. On s'éloigne comme en asymétrie d'information d'une allocation Pareto-efficiente.

En présence de ces trois dernières sources de défaillances du marché (externalités, biens publics, asymétrie et incomplétude d'information), les marchés sont manquants. Le système d'hypothèses duquel découlent les théorèmes de l'économie du bien-être suppose un système complet de marchés. Or, à cause de l'absence de définition de droits de propriété ou de coûts de production prohibitifs, pour certains biens, le marché peut être inexistant. L'ensemble des marchés est incomplet.
C'est le cas également des **externalités**. On peut supposer l'existence d'un certain consentement à payer pour une externalité positive. Ces effets externes ne peuvent pas s'échanger sur un marché à cause de la difficulté d'identifier les émetteurs de l'effet externe, par exemple rendant difficile leur

rémunération, à cause aussi de la nature publique de beaucoup d'externalités. C'est le cas des **biens publics** pour lesquels il existe un consentement à payer puisque les individus sont affectés par la présence ou l'absence de biens publics dans leur fonction d'utilité ou de production. Néanmoins, à cause du caractère public, les biens seront sous-produits et même parfois non produits, le marché est manquant. Enfin, en **asymétrie ou incomplétude d'information**, les produits de qualité supérieure sont éliminés du marché. Ils ne peuvent s'échanger : le marché est manquant.

La littérature sur les défaillances du marché préconise classiquement l'intervention des pouvoirs publics pour corriger ces défaillances du marché. Différentes approches ont été développées.

C. DEFAILLANCES DU MARCHE OU DES POUVOIRS PUBLICS ?

Pour les besoins de l'analyse, nous considérons un modèle constitué d'un ensemble de marchés sur lequel, à travers la réglementation, interviennent oui ou non les pouvoirs publics, désignés ici comme le réglementeur. Les différentes approches de la réglementation apparaissent successivement avec la remise en cause de deux hypothèses implicites de la littérature des défaillances du marché. (a) La première hypothèse implicite est la vision du réglementeur, omniscient, omnipotent et bienveillant. Les conflits d'intérêts et les problèmes d'information entre réglementeurs et réglementés correspondent aux développements de l'économie industrielle et de la nouvelle économie publique (analyse basée sur Levêque (1998)). (b) La seconde hypothèse implicite de la littérature des défaillances du marché est l'absence de coûts de transaction. Ce sont les contributions de Coase qui sont à l'origine de la prise en compte, dans l'analyse, des coûts de transaction et donc du rôle des institutions. La mise en évidence de l'existence de défaillances du marché a amené à s'intéresser à leur pendant, les défaillances des pouvoirs publics (c).

a. Remise en cause des hypothèses sur le réglementeur

La littérature des défaillances du marché pose l'hypothèse d'un réglementeur omniscient, omnipotent et bienveillant (Levêque, 1998, p.11). *Omniscient* parce qu'il est capable de déterminer le niveau de divergence entre coût privé et coût social pour ensuite le corriger. *Omnipotent* parce qu'il a toute puissance sur les agents et peut les amener par la coercition à appliquer ses recommandations. Enfin, *bienveillant* parce que son intérêt se confond avec l'intérêt général.

C'est la vision de l'**économie publique**. Le réglementeur n'est motivé que par un souci d'efficacité des marchés. Il intervient là où l'allocation n'est pas Pareto-optimale. En présence de plusieurs scénarios d'amélioration de l'efficacité de marché, la décision de choisir sur des critères d'équité

n'appartient pas au réglementeur mais au politique. Les deux champs de l'économique et du politique sont séparés.
On voit bien les limites de telles hypothèses dans un monde où l'information est imparfaite, où les agents sont soumis à des pressions de groupes d'intérêts ainsi qu'à l'opportunisme des autres agents.

L'**économie industrielle** propose une vision radicalement différente de l'intervention des pouvoirs publics. Cette approche envisage la réglementation comme un marché entre offreurs et demandeurs, exclusivement motivés par leur intérêt propre (Stigler, 1971).

Les offreurs de réglementation, décideurs politiques et fonctionnaires ont notamment pour objectifs :
- leur réélection : ils cherchent alors à orienter la réglementation de manière à séduire leurs électeurs pour obtenir le plus de voix possibles.
- leur embauche éventuelle à venir dans les industries qu'ils réglementent : leur but est alors de favoriser les intérêts de certaines industries.
- leur promotion personnelle et l'augmentation de leur pouvoir d'influence : il cherchent alors à augmenter les charges de leur administration afin de drainer les subventions.

Les demandeurs de réglementation sont les différents groupes d'intérêts qui font du lobbying pour tirer la réglementation dans le sens de leurs intérêts propres, en proposant aux décideurs des perspectives de carrière dans leur secteur, en engageant leur notoriété pour orienter les votes et en finançant les campagnes électorales. Le lobbying est d'autant plus efficace que les parties en présence sont peu nombreuses. Quatre facteurs déterminent la force du lobbying : les bénéfices attendus, la taille du groupe, le degré d'homogénéité des intérêts et l'incertitude sur les effets de la réglementation (Noll et Owen, 1983).

Cette modélisation de la réglementation sous forme de marché constitue la théorie de la capture réglementaire. Ses préconisations sont l'élimination de la réglementation.

Une troisième approche est celle de la **nouvelle économie publique**. Il s'agit à mettre en évidence les défaillances du réglementeur et les moyens d'y remédier (Laffont et Tirole, 1993).
Les défaillances de la réglementation sont :
- les problèmes d'asymétrie d'information entre réglementeur et réglementés : les réglementés ont une information stratégique sur leurs caractéristiques (coût de dépollution par exemple) ou sur leurs actions (respect des engagements pris) qu'ils vont manipuler selon le type de réglementation qu'ils anticipent de la part du réglementeur.
- le réglementeur est soumis à des conflits d'intérêts : comme pour l'économie industrielle, le réglementeur cherche son intérêt individuel. Cependant, ici, les pouvoirs publics ne sont pas une boîte

noire, mais un ensemble d'individus liés par une hiérarchie, où existent des interactions stratégiques. L'information au sein même de l'administration est imparfaite et les individus sont tiraillés entre la poursuite de leurs intérêts individuels et la poursuite de l'intérêt général attendue de leur mission.

- la crédibilité des engagements du réglementeur : au profit de l'intérêt général, le réglementeur peut être amené à modifier une réglementation déjà mise en œuvre et ayant entraîné des investissements lourds de la part des industries. Le risque de pertes pour les entreprises les incite à anticiper et à investir de manière sous-optimale au regard de l'objectif de la réglementation.

Ces différentes approches ne sont pas exclusives les unes des autres et permettent d'augmenter le pouvoir explicatif face à certains phénomènes réels.

b. Remise en cause des hypothèses sur les coûts de transaction

La seconde hypothèse implicite de la littérature des défaillances du marché est l'absence de coûts de transaction. Les contributions de Coase sont à l'origine de la prise en compte, dans l'analyse, des coûts de transaction et donc du rôle des institutions. Elle a donné lieu à l'économie néo-institutionnelle qui, elle non plus, n'est pas exclusive des approches développées précédemment. Prendre en compte les coûts de transaction revient en effet en partie à remettre en cause l'hypothèse sur le réglementeur notamment quant aux problèmes d'information.

La critique du paradigme des défaillances du marché, théorie basée sur l'efficience des marchés et opérant dans un monde sans coûts de transaction, est apparue avec les contributions de Coase, notamment son article de 1960, "*The Problem of Social Cost*". Cette analyse remet en cause la nécessaire intervention des pouvoirs publics pour rétablir l'efficience du marché. Il envisage la possibilité pour des agents de négocier pour améliorer l'efficience du marché. Etant donnée l'absence de coûts de transaction dans le cadre de la littérature des défaillances du marché, les agents peuvent à coût nul atteindre une allocation efficiente des ressources. L'analyse des défaillances du marché ne se pose plus puisqu'en l'absence de coûts de transactions, la négociation des agents permet de les surmonter. Le théorème de Coase dit que dans un monde où les coûts de transaction sont nuls et les droits de propriété bien définis, il est possible d'obtenir une allocation optimale des ressources sans intervention de l'Etat. L'effet externe peut être internalisé par la négociation entre agents. Le problème d'allocation non optimale des ressources devient un problème de définition et d'exécution de droits de propriété.

Or, c'est parce qu'il existe des coûts de transaction que le marché parfois est source d'inefficience au sens de Pareto. Coase définit l'externalité par l'existence de coûts de transaction. Les coûts générés par

la réduction d'une externalité ne doivent pas excéder la valeur nette de l'externalité. Supposons qu'un agent souffre d'une pollution provoquée par son voisinage. Le dommage qu'il subit est estimé à 125 000 € et le coût d'installation d'un équipement éliminant la pollution subie est de 100 000 €. Alors, la différence entre le dommage subi et le coût d'élimination de la pollution représente un bénéfice net de 25 000 € dans un monde sans coûts de transaction. Bien sûr, dans la réalité l'agent subira des coûts de transaction (négociation, contrats,…). Si ceux-ci sont inférieurs à 25 000 €, il est avantageux pour l'agent d'éliminer le dommage subi. Si ces coûts sont supérieurs à 25 000 €, l'incitation à éliminer l'externalité disparaît et l'agent préfère subir le dommage (Zerbe et McCurdy, 2000).

Les différents types de coûts de transaction sont (Toumanoff, 1984) :
- les coûts dus à l'identification et au fait d'entrer en contact avec les autres agents.
- les coûts de négociation : coûts de négociation des termes du contrat.
- les coûts de mise en place de mécanismes rendant exécutoire le contrat.

Ainsi, il y a défaillance du marché parce qu'il y a coûts de transaction et, s'il y a coûts de transaction, il peut y avoir défaillance du marché autant que, nous allons le voir, défaillance des pouvoirs publics. Selon Dahlman (1979), l'intervention de l'Etat comme mécanisme le plus efficace pour garantir l'efficience des marché est une hypothèse implicite chez Pigou qui ne fait l'objet d'aucune démonstration. Dans sa discussion sur les externalités, Dahlman (1979) montre le problème de la définition de l'externalité en tant que défaillance du marché : le marché est considéré comme pris en défaut en comparaison avec un monde irréel sans coûts de transaction. C'est la critique de la *Nirvana Approach* par Demsetz (1969), où le monde réel est comparé à l'idéal inexistant de la concurrence pure et parfaite (le nirvana).

L'idée de l'approche par des coûts de transaction est donc l'analyse comparative des différentes formes d'organisation (marché et intervention publique compris) et des coûts qu'elles génèrent afin de choisir la forme d'organisation ayant la plus grande efficacité.

c. Défaillances du marché ou des pouvoirs publics ?

Alors que la littérature des défaillances du marché a mis en évidence les situations où le marché est incapable de mener à une allocation Pareto-efficiente des ressources, les approches évoquées précédemment montrent que les pouvoirs publics peuvent aussi être pris en défaut.

En ce qui concerne les défaillances des pouvoirs publics, les deux principaux problèmes soulevés sont liés à l'imperfection de l'information et les coûts de transaction non négligeables. Des relations

d'agence existent entre les élus (agent) et les citoyens (principal) d'une part, et entre la bureaucratie (agent) et les autorités politiques (principal) d'autre part (Noll, 1989). Nous les présentons ci-dessous (elles englobent les défaillances des théories présentées précédemment).

Entre les élus et les citoyens

D'une part, un citoyen a souvent une faible influence sur les décisions des pouvoirs publics. Premièrement, un votant a une faible influence sur le résultat de l'élection puisqu'elle est le fait de l'agrégation des décisions d'un grand nombre d'individus. Deuxièmement, les propositions politiques et les caractéristiques personnelles des candidats à une élection sont un ensemble non fractionnable. En votant pour un candidat, l'individu vote pour certaines parties du programme politique et pas toujours pour l'ensemble du programme. Enfin, l'information des votants est souvent incomplète. D'autre part, l'attribution des responsabilités sur les performances des politiques est difficile du fait de l'intervention de nombreux agents dans la décision et la mise en œuvre d'une politique (tribunaux, administration). Tous ces éléments rendent le politique détenteur d'une certaine capacité de manipulation des décisions politiques à son avantage.

Le regroupement des citoyens sous forme de groupes de pression permet de pallier ces difficultés en pesant sur les décisions politiques, en acquérant ou en diffusant de l'information.

Entre la bureaucratie et les autorités politiques

Ce qu'on désigne par bureaucratie correspond aux agents chargés de collecter, de traiter l'information et de mettre en œuvre les décisions prises par les autorités politiques. La bureaucratie possède ainsi plus d'information que les autorités politiques et est tentée d'utiliser cette information à son avantage pour diverses raisons. Premièrement, la bureaucratie peut chercher à minimiser ses coûts ou à éviter les conflits avec les groupes d'intérêt. Deuxièmement, elle peut favoriser certaines parties pour des raisons politiques qui peuvent différer des intérêts politiques des autorités politiques ayant pris la décision. Troisièmement, les fonctionnaires peuvent être motivés par des objectifs d'avancement de carrière, d'où la promotion de la taille et du pouvoir de l'administration et le détournement de l'application des décisions politiques comme moyen de démontrer ses capacités personnelles auprès d'organismes susceptibles de proposer un emploi futur. Enfin, l'information ou la perception des enjeux d'une politique peut être partielle (sur-représentation de certains enjeux du fait de l'origine professionnelle de certains membres de l'administration (la santé pour des médecins)).

Etant donné leurs résultats, les différentes approches de la réglementation sont difficilement indemnes de positions normatives et nourrissent le débat de la nécessité ou non de l'intervention publique sur les marchés. Cowen et Crampton (2003) plaident d'ailleurs pour le besoin d'une analyse scientifique dont les arguments ne soient pas détournés au profit d'un parti pris. L'efficacité des instruments permettant la fourniture de biens environnementaux sera établie en faisant appel à ces diverses théories dans le

chapitre suivant. On peut d'ores et déjà résumer les défaillances du marché et des pouvoirs publics qui s'appliquent à l'environnement (tableau I.1.3) :

Sources de défaillance du marché	**Sources de défaillance des pouvoirs publics**
Externalités Absence de marché car droits de propriété non définis ou trop coûteux de mesurer l'impact de l'effet externe. Biens publics Problème d'action collective Asymétrie ou incomplétude d'information Information cachée (sélection adverse) ou action cachée (risque moral) Incertitude	Réglementeur motivé par son intérêt personnel (soumis à des groupes de pression, recherche la réélection) Information asymétrique : - entre réglementeur et réglementés sur les coûts réels de dépollution - entre agents au sein de l'administration Incertitude sur les bénéfices environnementaux Manque de crédibilité du réglementeur à cause de son pouvoir de coercition en cas de changement de réglementation Coûts administratifs

Tableau I.1.3 : Défaillances du marché et défaillances des pouvoirs publics

CONCLUSION

Pour conclure, les biens environnementaux sont particulièrement sujets à situations sources de défaillances du marché au sens de l'économie publique mais aussi à des défaillances des pouvoirs publics. Les différentes théories qui expliquent la difficulté à fournir des biens environnementaux sont comparées dans le tableau I.1.4.

	Démarche	Réglementeur	Origine de la réglementation	Prescription	Auteurs
Economie publique	Normative	Maximisateur du bien-être général, omniscient	Défaillance du marché	Réglementer en présence d'une défaillance du marché	Pigou Bator
Economie industrielle	Positive	Vénal au service des groupes d'intérêt	Marché politique	Supprimer la réglementation	Stigler
Nouvelle économie publique	Normative	Contraint à rechercher l'intérêt général et dépendant des informations des réglementés	Défaillance du marché	Réglementer en minimisant les défaillances de la réglementation	Laffont Tirole
Théorie des coûts des transaction	Positive	Cherchant à limiter les coûts de transaction	Coûts de transaction	Ne réglementer que si les autres solutions sont plus coûteuses	Coase

Tableau I.1.4 : Les différentes écoles de la théorie de la réglementation d'après Levêque (1998)

Dans le chapitre suivant, nous présentons, caractérisons et comparons les différents instruments permettant la fourniture de biens environnementaux et situons l'écolabellisation comme instrument de politique d'environnement.

Chapitre 2

L'écolabellisation : instrument de la troisième génération des instruments de politiques d'environnement

Nous avons considéré dans la partie précédente les défaillances du marché et des pouvoirs publics. Les biens environnementaux étant sources de défaillances du marché, des politiques d'environnement visant à permettre leur production ou leur préservation ont été mises en œuvre tout en étant elles-mêmes sources de défaillances des pouvoirs publics. Les différents instruments de politiques d'environnement peuvent se décliner en trois générations apparues successivement et coexistant dans la réalité[9]. Les premiers instruments de politiques d'environnement se sont appuyés essentiellement sur la réglementation par des normes et autorisations d'exploiter. Etant données les limites de ces instruments de première génération, des instruments économiques, tels que la taxe, la redevance et les droits à polluer, toujours pilotés par les pouvoirs publics ont vu le jour. Enfin, une troisième catégorie d'instruments, les approches volontaires et les instruments informationnels, est apparue sur le terrain, contrairement aux instruments de deuxième génération. La panoplie des trois générations d'instruments de politiques d'environnement s'appuie ainsi sur les trois types de ressorts que sont la coercition, l'incitation économique, ainsi que l'engagement volontaire et l'information[10]. A cette évolution correspond de nouvelles modalités d'action des pouvoirs publics, depuis l'intervention directe jusqu'à l'encadrement du marché. Nous présentons succinctement et analysons les atouts et limites de chacune des trois générations des instruments de politiques d'environnement. Ce développement nous permet de situer l'écolabellisation, instrument de la troisième génération d'instruments de politiques d'environnement.

[9] OCDE, 1998, Les instruments économiques pour le contrôle de la pollution et la gestion des ressources naturelles dans les pays de l'OCDE : un examen d'ensemble, Groupe de travail sur l'intégration des politiques économiques et de l'environnement, 119p.

[10] L'association d'une génération d'instruments de politiques avec un type de ressort est bien sûr grossière. Nous conservons cependant cette typologie pour les besoins de l'analyse.

A. LES INSTRUMENTS REGLEMENTAIRES : PREMIERE GENERATION DES INSTRUMENTS DE POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT

Cette approche basée sur une intervention directe des pouvoirs publics porte le nom, dans la terminologie anglo-saxonne, de *command and control approach*. Elle correspond à des mesures institutionnelles visant à limiter les effets externes négatifs, ou autrement dit à contraindre le comportement des pollueurs, dans une logique coercitive en utilisant la menace de sanctions administratives et/ou judiciaires. Elle s'appuie sur des textes juridiques élaborés par compartiments d'environnement : lois sur l'eau, l'air, les installations classées pour la protection de l'environnement, etc. L'approche *command and control* se compose essentiellement de normes et d'autorisations d'exploiter. Les autorisations d'exploiter consistent à soumettre les sites industriels dont les activités sont potentiellement polluantes à des demandes d'autorisation de construction ou de travaux importants auprès des administrations. Nous présentons et analysons ci-dessous les différents types de normes, les critères de fixation de la norme ainsi que les limites des instruments de première génération.

a. Les différents types de normes

Le tableau I.2.1 en présente les quatre principaux types (Barde, 1991) :

- *les normes de qualité :* elles fixent le niveau de qualité des milieux récepteurs de pollution. La norme s'exprime alors, par exemple, en quantité de polluant dans telle unité de quantité d'eau.
- *les normes d'émission :* elles fixent la quantité maximale de rejets ou la quantité maximale de polluant autorisée.
- *les normes de procédé :* elles fixent la technologie de production, les installations et équipement à mettre en œuvre pour réduire le niveau de pollution. Contrairement aux normes précédentes qui correspondent à des obligations de résultats, les normes de procédé sont des obligations de moyens.
- *les normes de produit :* elles fixent les caractéristiques auxquelles doivent répondre les produits afin de diminuer leur impact sur l'environnement au niveau de leur utilisation et de leur fin de vie. Elles déterminent par exemple la quantité d'emballages ou la quantité de substance polluante d'un produit (ex : phosphate dans les lessives).

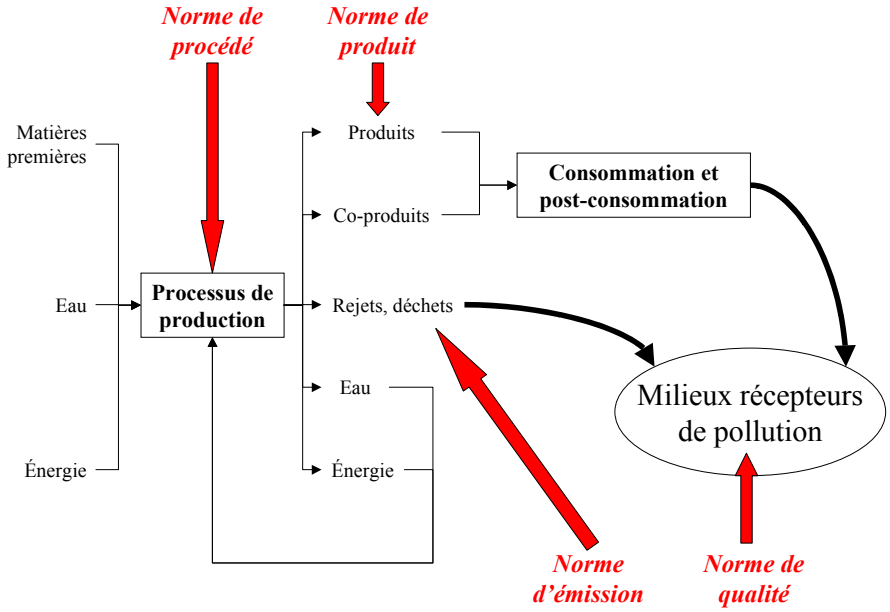
Norme	**Caractéristiques**	**Exemple**
de qualité	Niveau de qualité des milieux récepteurs de pollution	Concentration maximale de nitrates dans l'eau
d'émission	Quantité maximale de polluants dans les rejets	Niveau maximal de rejet de polluants par les voitures
de procédé	Procédés de production ou de dépollution à employer	Type de dépoussiéreur
de produit	Caractéristiques des produits	Teneur en plomb de l'essence

Tableau I.2.1 : Les quatre principaux types de normes

Ces normes ne sont pas exclusives les unes des autres et un instrument réglementaire peut emprunter simultanément à ces différents types de normes en les combinant.

La figure I.2.1 représente de manière schématique une entreprise qui, à partir de matières premières, d'eau et d'énergie, fabrique, à travers un processus de production spécifique, des produits. Elle génère par ailleurs des coproduits. Produits et coproduits sont consommés (par le consommateur final ou entrent eux-mêmes dans un autre processus de production) et cette étape de consommation et l'étape post-consommation sont sources d'impacts environnementaux. Le processus de production peut comporter des flux sortants d'eau et d'énergie que l'entreprise réutilise éventuellement. Enfin, les effluents et les déchets sont rejetés dans les milieux. La *norme de qualité* définit une qualité minimale des milieux récepteurs. La *norme d'émission* permet de limiter la quantité de polluants rejetés dans les milieux récepteurs. La *norme de procédé* définit les technologies utilisables (installation de traitement des eaux qui permettra de réduire les quantités de rejets et de déchets). Enfin, la *norme de produit* définit les caractéristiques des produits, ce qui permet de réduire les impacts environnementaux durant la consommation des produits et dans leur phase post-consommation. La figure fait apparaître les étapes du cycle de vie des produits sur lequel la norme n'agit que de manière indirecte : la consommation et la fin de vie des produits.

Figure I.2.1 : Les différents types de normes



b. Les critères à prendre en compte dans la fixation de la norme

Nous présentons, de manière non exhaustive, différents critères à prendre en compte dans la fixation de la norme selon Barde (1991, p.229). Cette discussion permet d'aborder les limites de cet instrument de politique d'environnement[11].

- Critères environnementaux

Le niveau de qualité environnementale à atteindre est fixé en fonction d'objectifs liés à la santé, à la préservation de ressources naturelles ou à la sécurité. De ce fait, il est nécessaire d'obtenir un nombre important de données fiables sur le lien entre la qualité des milieux et les problèmes de santé par exemple. La difficulté vient du fait que la collecte de ces données fait appel à diverses disciplines (médecine, biologie, etc.) et se heurte bien souvent à l'incertitude quant aux liens que l'on cherche à déterminer, et aux conséquences futures d'activités humaines actuelles, modificatrices de la qualité des milieux.

- Critères économiques

La réduction de la pollution ne peut être réalisée quel qu'en soit le coût. Il s'agit en effet de déterminer une norme qui soit à la fois économiquement viable pour les entreprises et environnementalement satisfaisante pour la société. C'est le principe de l'optimum de pollution (voir encadré I.2.1). Théoriquement, il correspond au niveau de pollution au point d'intersection entre la courbe de dommages marginaux et la courbe de coûts marginaux de dépollution. Dans la réalité, la détermination

[11] Ces limites sont partagées, en partie, par les instruments économiques.

de l'optimum de pollution pose problème du fait d'une information insuffisante sur la courbe de dommage et la courbe de coûts.

- *Critères technologiques*

L'imposition d'une norme suppose la prise en compte des moyens technologiques permettant de l'atteindre. Il peut s'agir de mettre en œuvre la meilleure technologie disponible (*best available technology*). Selon le type de technologie choisie (technologie courante dans l'industrie, meilleure technologie existante, technologie expérimentale, absence de technologie existante), les coûts pour les firmes vont différer et elles seront plus ou moins incitées à l'innovation (Barde, 1991, pp.238-241). Il s'agit alors de trouver la meilleure technologie disponible à un coût non prohibitif selon le principe BATNIC (*Best Available Technology Not Increasing Costs*).

- *Critères d'équité*

Le niveau de fixation de la norme aura des implications en termes d'équité. D'une part, du fait de l'hétérogénéité de la capacité des entreprises à se soumettre à l'objectif, la norme va favoriser certaines entreprises par rapport à d'autres en imposant des coûts très importants aux entreprises aux coûts de dépollution très élevés. D'autre part, va-t-on favoriser les générations actuelles ou futures, tel compartiment de l'environnement ou tel autre ?

- *Critères politiques*

Enfin, des critères politiques entrent aussi en jeu. La fixation du niveau de la norme est, comme on l'a vu, une question d'arbitrage entre différents intérêts. Dans le cadre d'une analyse en termes de défaillances des pouvoirs publics, évoquée au chapitre précédent, la réglementation peut être "capturée" par des groupes de pression. Barde (1991, p.238) évoque la pression de groupes d'intérêts pour que leur procédé devienne la norme, ce qui leur permet de se conformer aux nouvelles réglementations à coûts nuls, ou pour qu'un procédé qui leur est accessible à faibles coûts par rapport à leurs concurrents soit adopté.

c. Limites des instruments de 1ère génération

Les limites des instruments *command and control* proviennent principalement de leur confrontation à la réalité du terrain : les coûts élevés de mise en œuvre de la politique, l'information imparfaite, la fréquence des contrôles et le caractère plus ou moins dissuasif des sanctions.

- Lourdeur administrative des contrôles et des sanctions

La détermination du niveau de la norme, la mise en œuvre des contrôles ainsi que la détermination du niveau des sanctions et leur application entraînent des coûts :

> "La lourdeur et la lenteur des procédures administratives et judiciaires constituent un obstacle majeur à l'efficacité des politiques"
>
> Barde (1991, p.245)

L'optimum de pollution ne prend alors plus en compte uniquement les coûts de dépollution mais aussi les coûts de pilotage de l'instrument de politique et les coûts nécessaires pour le rendre exécutoire (Bontems et Rotillon, 1998, p.64).

- Information imparfaite

La détermination de l'optimum de pollution pose problème du fait d'une information insuffisante sur la courbe de dommages et la courbe de coûts de dépollution (Faucheux et Noël, 1995, pp.192-193). Le manque d'informations sur la courbe de dommages peut amener à fixer un niveau de norme trop élevé ou trop faible. Lorsque la courbe de dommages est sous-évaluée, il y a sous-investissement dans la dépollution. Lorsque la courbe de dommages est surévaluée, il y a gaspillage de ressources du fait que les entreprises subissent un coût de dépollution trop élevé. Le manque d'informations sur la courbe de coûts entraîne le même type d'effets.

- Fréquence des contrôles et montant des sanctions

Etant donné le caractère coercitif des instruments *command and control*, les mécanismes de contrôle et de sanction[12] en déterminent le succès[13]. Dans une logique d'économie des coûts, le principe est de "pénaliser rarement mais lourdement", puisque la multiplication des contrôles induit des coûts substantiels et que la menace d'une lourde sanction est dissuasive. Bontems et Rotillon (1998, p.65) notent dans ce cas le risque d'induire un comportement de pollution systématiquement maximale en cas de non-respect de la réglementation et soulignent l'importance d'"assurer une certaine progressivité dans les pénalités, qui doivent refléter l'importance de la non-conformité". Dans la

[12] "Un tiers des principaux pollueurs de l'atmosphère aux Etats-Unis n'ont pas été inspectés depuis 1997" (Prakash A., 2001, Why do Firms adopt 'Beyond-Compliance' Environmental Policies?, **Business Strategy and the Environment**, 10:286-299).

[13] C'est particulièrement le cas lorsque la pollution est difficilement détectable ou qu'il est difficile de déterminer son émetteur.

pratique, les sanctions sont souvent faibles. La norme sera efficace de ce point de vue si l'espérance marginale de perte en cas de fraude (probabilité d'être contrôlé multipliée par le montant de l'amende) est supérieure au coût marginal de dépollution :

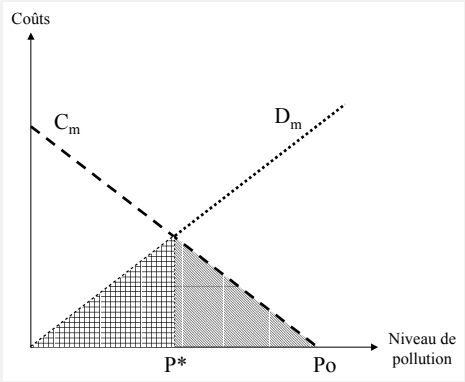
> "aucune mesure ne sera prise tant que le coût de l'amende multiplié par la probabilité d'être sanctionné reste inférieur au coût marginal de la lutte contre la pollution"
>
> Barde (1991, p.245)

D'autres limites des normes ont été notées, dans la littérature, telles que le manque de flexibilité, le caractère non incitatif de la norme (l'entreprise n'est pas incitée à aller au-delà du niveau fixé par la norme), le manque d'incitation à l'innovation lorsque la norme est fixée selon une technologie existante. L'ensemble de ces limites, notamment le problème des coûts élevés de mise en œuvre, a mené à la conception d'instruments de politiques d'environnement de 2ème génération.

Encadré I.2.1 : L'optimum de pollution

Le niveau de pollution ne peut être fixé à zéro puisque l'activité économique cesserait. On détermine un niveau optimum de pollution grâce à la représentation de la figure I.2.2. Une entreprise polluante, une sucrerie, fabrique du sucre à l'aide d'un procédé aboutissant à rejeter des résidus dans une rivière. La détérioration de la qualité de l'eau de la rivière nuit à une entreprise de pisciculture située en aval. Il y a un effet externe de production. Le graphique suivant permet de représenter la courbe de coûts marginaux de dépollution (C_m) subis par la sucrerie et la courbe de coûts de dommages marginaux (D_m) subis par l'entreprise de pisciculture.

Figure I.2.2 : Graphique de Turvey



La sucrerie maximise son profit et pollue au niveau P_0, qui correspond à un coût minimal (nul) de dépollution mais cela correspond à un coût élevé de dommages pour l'entreprise de pisciculture. Le niveau de pollution qui maximise le surplus total est P*, l'optimum de pollution. Le coût de dépollution subi par la sucrerie est alors l'aire hachurée et le dommage subi par l'entreprise de pisciculture est l'aire quadrillée. Ce raisonnement a particulièrement lieu, de manière privée, lorsque les parties en présence fusionnent et recherchent donc leur intérêt commun (Baumol et Oates, 1988, pp.27-28). Le rôle des instruments de politiques d'environnement sera de ramener le niveau de pollution vers P*. On dira alors que l'effet externe a été internalisé.
Le principe pollueur payeur, entériné par l'OCDE en 1994, repose sur le fait que le générateur de l'effet externe paie les coûts de dépollution pour atteindre P* (Barde, 1991, pp.209-225). Parfois même, si la pollution est jugée inacceptable, il pourra compenser aux victimes le dommage résiduel. La compensation des victimes est cependant controversée. Par exemple, la taxation du générateur de l'externalité est préférée à la compensation

des victimes[14]. En effet, il peut y avoir aléa moral sur le comportement des victimes. Celles-ci auront tendance à s'installer dans la zone où elles subissent l'externalité pour recevoir une compensation. Un deuxième problème viendra du fait d'attirer des activités liées, dont les services seront consommés en quantité trop importante (Baumol et Oates, 1988, pp.23-24).

B. LES INSTRUMENTS ECONOMIQUES : DEUXIEME GENERATION DES INSTRUMENTS DE POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT

Les instruments économiques agissent de manière indirecte en cherchant à modifier le contexte économique (bénéfices et coûts) dans lequel les pollueurs évoluent. Ils visent l'internalisation des effets externes négatifs en incitant les pollueurs à adopter volontairement des comportements moins dommageables. Ces instruments comprennent les redevances et les taxes, les subventions et les marchés des droits à polluer.

a. Principe des instruments économiques

L'idée centrale est la notion de signal "prix" donné aux pollueurs. Il s'agit de ramener le coût privé de production vers le coût social par trois moyens (tableau I.2.2) :

- *La fixation d'un coût à l'utilisation de l'environnement*

Cela correspond à la mise en œuvre de taxes et de redevances[15] qui s'appliquent à tous les pollueurs. Le principe est de taxer les activités polluantes en fonction des externalités selon la tradition pigouvienne. On définit la taxe pigouvienne comme une taxe par unité de pollution émise payée par le pollueur. Ainsi, cela équivaut à accorder aux usagers de l'environnement le droit de propriété sur l'environnement. Le niveau optimal de la taxe est fixée au niveau du coût marginal de dépollution à l'optimum de pollution. Lorsque la pollution émise est difficilement mesurable, la taxe peut être appliquée sur une substance entrant dans le processus de production en vertu d'une relation entre les *inputs* et les *outputs* (Bontems et Rotillon, 1998, p.63).

[14] Sauf dans le cas d'une externalité transmissible (*shiftable externality*) où la victime de l'externalité a la possibilité de la transmettre à d'autres individus devenant par là même "génératrice d'externalité" (Baumol et Oates, 1988, p.25).

[15] La différence entre "taxe" et "redevance" réside en général dans l'affectation des recettes au budget général de l'Etat (taxe) ou à des opérations de réduction de la pollution (redevance).

- La rémunération des efforts de préservation de l'environnement

Le principe réside dans la rémunération des agents pour leurs efforts environnementaux. Les instruments sont les subventions. Elles sont versées par unité de pollution évitée ou réduite ou en fonction du coût de dépollution. Du point de vue de l'objectif environnemental à atteindre par chaque firme, la taxe (le bâton) et la subvention (la carotte) sont équivalentes. Cependant, en l'absence de barrières à l'entrée, la subvention mène à une augmentation du nombre de firmes dans l'industrie. Le niveau de pollution pour l'ensemble de l'industrie est ainsi supérieur en présence d'une politique de subvention par rapport à une politique de taxe (Faucheux et Noël, 1995, pp.198-199; Baumol et Oates, 1988, p.212).

- L'instauration explicite de droits de propriété sur l'environnement

Selon le théorème de Coase, l'internalisation des externalités par des solutions privées de négociation entre agents serait optimale si les coûts de transaction étaient nuls et si les droits de propriété étaient parfaitement définis (quelle que soit leur répartition). L'absence de droits de propriété bien définis rend difficile l'internalisation de l'externalité. Le principe des permis négociables, en tant qu'instrument de politiques d'environnement, est justement de définir des droits de propriété sur l'environnement. On définit ainsi des droits à polluer l'environnement qu'on alloue selon divers mécanismes aux pollueurs. Ces droits sont échangeables sur un marché. Les pouvoirs publics fixent une norme d'émission dans l'environnement pour un groupe d'acteurs donnés, par exemple, la quantité totale d'émissions de SO_2 admissibles sur une aire géographique donnée (le territoire national par exemple) pour les centrales thermiques. Des titres de droits à polluer sont ensuite édités et alloués aux firmes au prorata des émissions passées ou selon un système d'enchères. Chaque firme ne pourra polluer que la quantité permise par les droits à polluer qu'elle possède. Un marché de droits à polluer s'instaure. Selon un calcul économique, les firmes aux coûts de dépollution inférieurs à la valeur des droits sur le marché vont dépolluer et vendre leurs droits à polluer et les firmes aux coûts de dépollution supérieurs à la valeur des droits sur le marché vont acheter des droits et continuer à polluer. D'autres acteurs tels que les associations environnementales peuvent intervenir sur le marché en rachetant des droits à polluer, diminuant par-là la quantité de pollution globale émise (Bontems et Rotillon, 1998, p.69; Faucheux et Noël, 1995, p.201; Barde, 1991, pp.295-318).

But	**Instrument**	**Exemple**
Fixation d'un coût à l'utilisation de l'environnement	Taxes ou redevances d'émission	Taxe sur les rejets
	Redevances pour service rendu	Redevance pour services collectifs de traitement des polluants
	Taxes sur produits	Taxe sur les phosphates des lessives
	Redevances administratives	Pour services administratifs rendus
Rémunération des efforts de préservation de l'environnement	Subvention	Subvention aux municipalités par les agences de l'eau Consignes pour bouteilles en verre
Instauration explicite de droits de propriété sur l'environnement	Droits à polluer	Emission de SO_2 par les centrales thermiques aux Etats-Unis

Tableau I.2.2 : Les différents types d'instruments économiques

b. Atouts des instruments économiques

Les instruments économiques ont pour principal atout de permettre une diminution des coûts globaux de réduction de la pollution pour l'ensemble d'une industrie. L'avantage de la taxe sur la norme est qu'elle permet d'atteindre le même objectif global de réduction de la pollution à moindre coût. En effet, les firmes sont hétérogènes quant à leurs courbes de coûts de dépollution. La norme uniforme entraîne des dépenses de ressources importantes pour les firmes dont les courbes de coûts ont une pente très élevée. La taxe permet d'économiser sur ces coûts. Les firmes dont les coûts de dépollution sont élevés préfèreront payer la taxe plutôt que de dépolluer pour un niveau de pollution assez élevé. Les firmes dont la courbe de coûts de dépollution a une pente faible ne paieront la taxe qu'à partir d'un niveau de pollution assez faible.
De même, les droits à polluer reposent sur le principe de réduction de la pollution globale, d'une industrie par exemple, au moindre coût global. Les coûts individuels sont par contre très hétérogènes et les entreprises aux coûts de dépollution les plus faibles fournissent le plus d'effort.

> "The source of these large cost savings is the capacity of economic instruments to take advantage of the large differentials in abatment costs across polluters"
>
> Cropper et Oates (1992, p.686)

Un autre avantage des droits à polluer est d'être un instrument "quantité" c'est-à-dire fixant la quantité de pollution objectif. La taxe, au contraire, est un instrument "prix" qui n'aboutit pas forcément au niveau de pollution souhaité étant donné l'évolution du contexte économique au cours du temps. D'un autre côté, les instruments "prix" permettent d'économiser sur les coûts de transaction par rapport aux instruments "quantité" puisqu'à partir du moment où le niveau de la taxe est fixé, les agents réagissent mécaniquement à ce coût supplémentaire. Les droits à polluer sont eux plus coûteux en ressources pour garantir le bon fonctionnement du marché des droits à polluer (Cropper et Oates, 1992, pp.687-688; Baumol et Oates, 1988, p.62).

Par ailleurs, Barde (1991, pp.260-261) montre que dans le cas de l'instauration d'une taxe, les firmes sont plus incitées à réduire leurs émissions et à innover que dans le cas de l'instauration d'une norme, du fait du manque de flexibilité de la norme.

c. Limites des instruments économiques

Plusieurs limites aux instruments économiques sont identifiées. Nous n'en présentons que quelques-unes : les coûts individuels pour les firmes, le manque d'information, les coûts de transaction et la faible incitation économique.

- Coûts individuels pour les firmes

Du point de vue des firmes prises individuellement, la taxe leur impose une charge. Les entreprises taxées prennent en charge leur coût de dépollution, les dommages subis par les autres agents du fait de leur niveau de pollution ainsi qu'une taxe résiduelle qui correspond à un impôt. Cette charge pour l'entreprise constitue une source de revenu non négligeable pour les pouvoirs publics (Barde, 1991, p.263).

- Manque d'information

De même que la norme, la taxe est un instrument très coûteux en information puisqu'il s'agit de déterminer un optimum de pollution. Baumol et Oates (1988, p.160) soulignent la quantité "astronomique" de données qu'il faudrait récolter pour déterminer avec précision le niveau de la norme, de la taxe ou de la redevance. La difficulté vient notamment du nombre d'activités impliquées et du nombre de personnes affectées lors d'une pollution.

> "The number of activities involved and the number of persons affected by them are so great that, on this score alone, the task assumes Herculean proportions."
>
> Baumol et Oates (1988, p.160)

Comme nous l'avons vu dans le cas de la norme, la courbe de coûts et particulièrement la courbe de dommages sont difficiles à déterminer avec précision. Cependant, Cropper et Oates (1992) remarquent que ces coûts d'information sont tout de même moins élevés dans le cas des instruments économiques que dans le cas des instruments *command and control*.

> "But in the real world of imperfect information, economic instruments have the important advantage of economizing on the need for the environmental agency to acquire information on the abatment costs of individual sources"
>
> Cropper et Oates (1992, p.686)

Ainsi, le réglementeur peut mettre en œuvre des mécanismes incitant les firmes à révéler leurs coûts. Cependant, l'asymétrie d'information sur la courbe de coûts peut mener les firmes à manipuler l'information en sous- ou surestimant leurs coûts en fonction de leur anticipation sur la mise en place d'une norme ou d'une taxe, bénéficiant ainsi d'une rente informationnelle (Bontems et Rotillon, 1998, p.61).

- *Coûts de transaction*

Comme la norme, la taxe et les permis négociables impliquent des coûts de mise en œuvre et de contrôle importants. Ceux-ci doivent être ajoutés aux coûts globaux de dépollution et mis en regard des bénéfices, en termes de réduction du dommage, afin de juger de l'efficacité des politiques prises individuellement ou en combinaison.

- *La faible incitation économique*

Une autre limite des instruments économiques est que l'objectif des pouvoirs publics est plus souvent le prélèvement de ressources financières plutôt que l'incitation économique à la préservation de l'environnement. Les taxes sont ainsi faibles et ne fournissent pas le signal "prix" nécessaire à une réduction optimale du niveau de pollution (Cropper et Oates, 1992, p.692).

Beaucoup de faiblesses des instruments économiques rejoignent les faiblesses des instruments réglementaires. La distinction entre ces deux types d'instruments est ténue du fait qu'ils reposent tous les deux sur le pouvoir coercitif des pouvoirs publics. Ces deux types d'instruments s'appliquent ainsi à tous de manière obligatoire.

C. UNE TROISIEME GENERATION D'INSTRUMENTS DES POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT PLUS HETEROGENE

La troisième catégorie d'instruments est plus difficilement catégorisable, du fait de sa diversité. On pourrait dire qu'elle inclut tout instrument qui n'est ni de première, ni de deuxième génération. Contrairement aux instruments de deuxième génération qui sont apparus suites à des développements théoriques (théorie des défaillances de marché, taxe pigouvienne, marché des droits à polluer de Dales), les instruments informationnels et les accords volontaires ont surtout été développés par les acteurs, dont les pouvoirs publics. L'écolabellisation appartient à cette catégorie. Ces instruments

s'appuient sur l'information ainsi que l'engagement volontaire. Ils correspondent à des instruments informationnels et persuasifs d'une part et à des accords volontaires d'autre part[16].

a. Types d'instruments

Les instruments informationnels visent à modifier le cadre informationnel du pollueur, en utilisant des signaux informationnels susceptibles de l'inciter à adopter volontairement des comportements moins polluants. L'information peut être diffusée à l'attention des entreprises. Il s'agira par exemple d'une assistance technique concernant les solutions technologiques de dépollution (Glachant, 2002, p.7). L'information peut aussi être diffusée à l'attention des individus par l'éducation à l'environnement par exemple.

Les accords volontaires sont définis comme des engagements à aller au-delà de la réglementation (Börkey et al., 1999, p.4). Des firmes ou des industries mettent en place des programmes au bénéfice de parties avec lesquelles elles n'ont pas contracté. Par exemple, l'industrie chimique a adopté le programme *Responsible Care* de manière volontaire. La question est alors celle de la crédibilité de telles initiatives non contraignantes *a priori*. Or, les accords volontaires peuvent être contraignants de manière implicite à travers des menaces crédibles de *boycott* des produits par les consommateurs, de sévérisation de la réglementation ou d'opposition des riverains. Parfois, la crédibilité de l'engagement est assurée par l'intervention de tierces parties (Lévêque, 1998, pp.47-50). OCDE (2003)[17] et Börkey et al. (1999, pp.9-10) proposent une typologie des approches volontaires :

- *Engagement unilatéral des pollueurs*

Il s'agit de programmes d'amélioration de la qualité de l'environnement mis en place par les firmes de manière unilatérale à destination de l'ensemble de leurs partenaires. Parfois, le programme prévoit une certification par une tierce partie plus ou moins indépendante (ex : *Responsible Care* mis en place par l'industrie chimique avec une déclinaison des exigences par pays).

[16] Cette classification est bien sûr partielle puisque les accords volontaires peuvent aussi être considérés comme des vecteurs d'information auprès de tiers (pouvoirs publics, riverains, consommateurs, etc.), comme nous le développons dans la suite.

[17] OCDE, 2003, Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement. Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention, OCDE, Paris, 161p.

- *Accords privés*

Il s'agit d'accords directs après négociation entre pollueur et pollué. L'exemple de l'accord entre BP et Volvo est souvent cité. Les sites des deux usines étaient voisins et certaines activités de BP corrodaient les carrosseries des voitures de Volvo. Un accord entre les deux firmes a permis d'internaliser l'externalité de manière privée.

- *Accords négociés*

Il s'agit d'accords entre une autorité publique et une industrie. Ils précisent l'objectif à atteindre en termes de préservation de l'environnement et le calendrier pour l'atteindre. Ces accords se substituent souvent à une réglementation qui ne s'appliquera que si l'accord échoue. L'engagement de l'industrie signale aux pouvoirs publics la volonté de l'industrie de réduire ses pressions sur l'environnement.

- *Programmes volontaires publics*

Ces programmes sont développés par les pouvoirs publics et les entreprises sont invitées à y participer si elles le souhaitent. On peut citer par exemple la norme ISO 14 001 (système de gestion environnementale au niveau du site) et l'écolabel[18] français NF-Environnement (signe apposé sur les produits indiquant leur caractère préférable pour l'environnement sur l'ensemble de leur cycle de vie par rapport aux autres produits de la même catégorie).

Le tableau I.2.3 présente les différents instruments de politiques d'environnement de 3ème génération. Cette classification n'est pas absolue, ni définitive car, comme le souligne le tableau, les accords volontaires sont aussi des instruments informationnels.

[18] L'écolabellisation des produits, en tant qu'instrument de politiques d'environnement, fait l'objet des chapitres suivants (3, 4 et 5).

Instrument		**Initiateur de l'accord**	**Autre partie dans l'accord**	**Agent cible de l'information**	**Exemple**
Accords volontaires	Engagement unilatéral	Entreprise	-	Consommateurs/ citoyens/ riverains/ entreprise cliente/ marchés financiers	*Responsible Care*
	Accord privé	Entreprise	Riverains	Riverains (habitants, entreprises)	Accord BP/Volvo
	Accord négocié	Pouvoirs publics	Industrie	Pouvoirs publics	Réduction émissions CO_2
	Programme public volontaire	Pouvoirs publics	Entreprise	Entreprise cliente/ consommateurs/ citoyens/ pouvoirs publics	ISO 14 001 Ecolabel
Instruments informationnels	Diffusion d'information	Pouvoirs publics	-	Entreprise/ consommateurs/ citoyens/ marchés financiers	Assistance sur techniques de dépollution par l'ADEME Education environnementale

Tableau I.2.3 : La 3ème génération des instruments de politiques d'environnement

Les deux parties suivantes traitent des atouts et limites des instruments de troisième génération. Elles porteront essentiellement sur les accords volontaires. Pour leur part, les instruments informationnels au sens strict, ont comme principal atout la possibilité, à moindre coût, de permettre des économies substantielles de ressources (informations sur les moyens de ne pas gaspiller l'eau) par un changement de comportement qui bénéficie à la fois à l'environnement et à l'individu concerné. Leur principale limite réside dans leur caractère non-contraignant. Ces deux caractéristiques sont partagées par les accords volontaires que nous examinons ci-après.

b. Atouts des instruments de troisième génération

Börkey et al. (1999) citent les différents gains de l'adoption d'une approche volontaire, éléments qui peuvent jouer en faveur de la promotion par les pouvoirs publics de ce type d'approches.

- Coûts évités de la réglementation

Les accords volontaires entre les pouvoirs publics et l'industrie sont souvent mis en œuvre sous la menace d'une réglementation plus sévère. Ainsi, les accords volontaires pour la réduction des émissions de CO_2 ont souvent été adoptés sous la menace de la mise en place d'une taxe sur les gaz à effet de serre. En cas d'accord volontaire, l'économie de coûts se fait à deux niveaux. D'une part, l'accord volontaire implique souvent un niveau de qualité environnementale objectif plus faible qu'en cas de réglementation. L'économie porte alors, à technologie identique, sur les coûts de dépollution. D'autre part, la plus grande flexibilité des approches réglementaires permet aux firmes d'atteindre leur objectif au moindre coût compte tenu de leurs spécificités.

- Meilleure utilisation des ressources

Dans les entreprises, on assiste parfois à un gaspillage de ressources souvent dû à un manque d'informations sur leur utilisation optimale. L'intérêt des approches volontaires est la diffusion d'information sur les moyens de réaliser des gains d'efficience. Ce sont des solutions dites "sans regret" (*no regret*) permettant, dans le cas de l'énergie, à la fois une économie de ressources naturelles et une réduction du budget énergie.

- Différenciation environnementale des produits sur le marché final

Les efforts environnementaux des firmes peuvent se manifester par une écolabellisation des produits sur le marché final. Les consommateurs peuvent alors exprimer leur consentement à payer pour des produits plus respectueux de l'environnement. Les gains pour la firme sont alors en terme de produits vendus à un prix supérieur ou d'augmentation de leurs parts de marché. Comme nous le veerrons dans la partie II, ce schéma assez direct d'un consentment a payer qui s'exprime sur le marché pose de nombreuses questions.

- Gains en terme de réputation

La réputation de la firme quant à ses efforts environnementaux peut augmenter la motivation des employés, attirer des employés plus consciencieux, améliorer les relations avec les riverains. Selon Börkey et al. (1999, p.17), un des plus grands succès du programme *Responsible Care* a été de permettre le dialogue avec les communautés riveraines menant à une plus grande acceptabilité des activités des usines chimiques. La conformité aux instruments *command and control* qui s'appliquent à tous ne permet pas la construction de réputations.

c. Limites des instruments de troisième génération

Barde (1995, pp.170-171) et Börkey et al. (1999, pp.19-26) rapportent un certain nombre de limites inhérentes à ce type d'instrument du fait de leur conception même ou de leur mise en œuvre effective.

- Faiblesse des contrôles et des sanctions

Les mécanismes de contrôle des accords volontaires peuvent être insuffisants en fréquence, en nature et en crédibilité. Mais ce sont souvent les sanctions qui sont inexistantes en cas de non respect des engagements par les parties.

- Dimension collective

Les accords négociés entre les pouvoirs publics et l'industrie apportent des bénéfices collectifs à l'ensemble des firmes de l'industrie en terme de réglementation évitée par exemple. Chaque firme en

bénéficie même en l'absence de respect des engagements de l'accord. Les firmes peuvent ainsi de manière individuelle se comporter en "passager clandestin".

- *Coûts de transaction*

Lorsque le nombre de parties en présence est élevé, les coûts de négociation, de production et de diffusion d'information, de contrôle et de sanction peuvent être très élevés. Ainsi, il faut veiller à ce que les coûts de transaction n'excèdent pas les bénéfices espérés de la conception et de la mise en œuvre de l'instrument. Les coûts de transaction sont d'autant plus élevés que le groupe de firmes est grand. Deux types d'asymétries d'information existent : entre les pouvoirs publics et l'industrie d'une part, et entre les firmes de l'industrie d'autre part. Chacun aura intérêt à manipuler l'information sur son niveau de pollution et ses coûts de dépollution. La mise en place de mécanismes incitant chacune des parties à révéler son information est nécessaire et coûteuse. L'approche volontaire sera d'autant plus efficace que le groupe concerné sera restreint.

- *Capture par les groupes d'intérêts*

Les accords volontaires sont parfois issus de négociations avec divers groupes d'intérêts. Ceci les rend vulnérables quant à leur capture par de puissants groupes, cherchant à tirer les objectifs environnementaux de l'accord vers le niveau qui serait de toute façon atteint avec l'évolution naturelle du secteur (*business as usual*) ou vers leurs propres performances environnementales (voir chapitre 4 de la partie I). Ces firmes peuvent ainsi tirer des bénéfices de l'accord volontaire à coûts quasi-nuls.

Etant donnée la nature des accords volontaires où interviennent les pouvoirs publics et l'industrie, on peut aussi ajouter à ces limites de nombreuses défaillances des pouvoirs publics (poursuite de l'intérêt personnel) analysées dans le chapitre précédent qui peuvent amener les pouvoirs publics à fermer les yeux sur le non-respect des engagements ou le niveau faible de l'objectif environnemental.

Comme le note Hahn (1989, p.281 et 292), il est difficile de donner des préconisations car la réalité s'éloigne de la pureté des conditions d'efficacité des instruments dans les modèles théoriques. D'une part, les hypothèses de concurrence pure et parfaite ne sont pas vérifiées dans la réalité et d'autre part, les instruments sont souvent utilisés en combinaison. Le choix des instruments peut être influencé par d'autres facteurs que les notions d'efficacité, d'efficience et d'équité : la tradition des différents pays, l'influence de groupes d'intérêt qui provoquent l'adhésion ou l'opposition plus ou moins forte aux politiques mises en place (Hahn, 1989, p.295).

Pour conclure sur les trois générations d'instruments de politiques d'environnement, nous proposons le tableau I.2.4 présentant les diverses politiques qui s'appliquent à une entreprise.

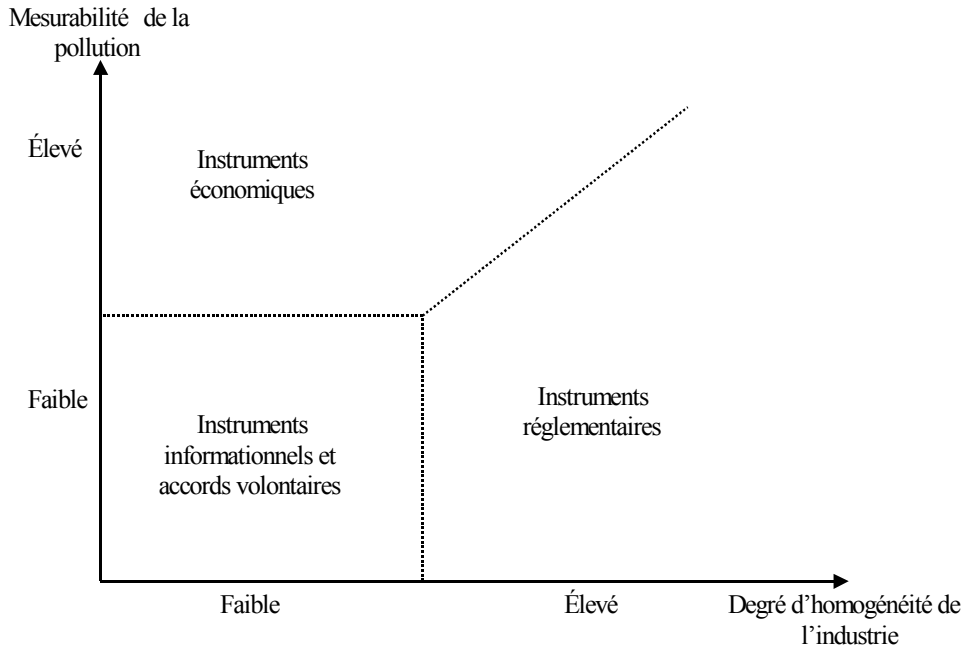
	Génération	Politique	Ressort	Outils d'application	Enjeux	Exemples
Obligatoire	**1ère**	Politique réglementaire	Coercitif	Réglementation	EXISTER Amendes, peines, autorisations d'exploiter	ICPE Période de chasse Ou de pêche
	2ème	Politique économique	Economique	Fiscalité : taxes Droits à polluer	ECONOMIQUES Maîtrise des coûts, Compétitivité	Taxe (effluents, phosphates, pesticides)
Volontaire	**3ème**	Politique managériale	Informationnel	Outils de gestion au niveau du site	STRATEGIQUES Parts de marché, réputation, pérennité de l'entreprise	ISO 14 001
		Politique contractuelle		Labels produits		Ecolabel NF-Environnement

Tableau I.2.4 : Les instruments de politiques d'environnement

Les trois générations d'instruments correspondent à différents moyens d'intervention publique pour réduire les pressions sur l'environnement et le choix d'un type d'instrument de politiques par rapport à un autre dépend de divers facteurs. En s'inspirant de Coglianese et Lazer (2002), nous considérons deux critères susceptibles de guider le régulateur dans le choix d'un instrument. Le premier critère correspond au *caractère plus ou moins mesurable des émissions polluantes par les pouvoirs publics*. Ce critère de mesurabilité est à mettre en regard des coûts de mesures. Par mesurabilité, nous entendons mesurabilité à coûts non prohibitifs. Le deuxième critère correspond au *caractère plus ou moins homogène de l'industrie cible de la politique*. L'homogénéité fait ici référence à l'homogénéité dans l'espace (l'ensemble des firmes utilisent le même type de technologies) et dans le temps (la technologie est relativement stable dans le temps). Le croisement des deux critères apparaît sur la figure I.2.3. Lorsque le degré d'homogénéité des firmes de l'industrie cible de la politique est élevé, les instruments réglementaires fonctionnent bien. En effet, la norme, qui s'applique à tous de la même manière, est souvent fixée par rapport à la technologie courante du secteur[19]. Par ailleurs, lorsque la mesurabilité des émissions est élevée, les instruments économiques, basés par exemple sur le paiement d'une taxe par quantité d'émission mesurée, sont efficaces. Enfin, dans le cas où l'industrie est très hétérogène et où les émissions sont difficilement mesurables, les approches informationnelles et volontaires sont plus appropriées.

[19] C'est évident pour la norme de procédé. Cependant, les autres normes sont aussi souvent fixées par rapport aux technologies disponibles dans le secteur.

Figure I.2.3 : Critères de choix des différents instruments de politiques d'environnement (mesurabilité de la pollution par les pouvoirs publics et degré d'homogénéité de l'industrie)



CONCLUSION

La première phase de la régulation des activités économiques par rapport à leurs impacts sur l'environnement s'est appuyée sur des mesures réglementaires. Celle-ci a permis de s'attaquer à certaines catégories de pollution facilement mesurables et très visibles. Pour d'autres pollutions, une deuxième phase a été l'utilisation, conjointement aux approches précédentes, d'instruments économiques apportant plus de flexibilité aux entreprises et réduisant les coûts globaux de réduction de la pollution. Cependant, la tâche a continué d'être ardue et les coûts de mise en œuvre et de contrôle encore élevés. La troisième phase s'est appuyée sur l'information et les accords volontaires dont l'efficacité économique et environnementale sont difficiles à déterminer tant les approches sont diverses et relativement récentes. Nous avons présenté et analysé ces trois générations des politiques d'environnement, leurs atouts, ainsi que leurs limites. La présentation et l'analyse réalisées ici sont forcément partielles tant les instruments sont divers. Ils correspondent à différents modes d'intervention pour permettre la fourniture ou la préservation de biens d'environnement. L'intervention des pouvoirs publics va de la conception et de l'application de réglementations directes à l'encadrement du marché. La combinaison des différents outils dans la réalité rend difficile l'évaluation de leur efficacité et de leur efficience sur le terrain, d'autant plus que les instruments interagissent les uns avec les autres en influençant les comportements stratégiques des acteurs. Une évaluation notamment de l'efficience des instruments permettrait de choisir l'instrument ou la combinaison d'instruments permettant d'obtenir le même bénéfice environnemental à moindre coût. Or, une difficulté que nous analyserons dans la partie II est l'évaluation des bénéfices de préservation de l'environnement. Dans les chapitres suivants, nous focaliserons notre attention sur l'écolabellisation qui est un instrument relativement récent ayant la particularité de s'appuyer sur les forces du marché pour internaliser les externalités et d'impliquer un acteur jusqu'à présent peu affecté directement par les politiques d'environnement : le consommateur.

Chapitre 3

L’écolabellisation : principe et faits stylisés

Il est possible d'étudier l'écolabellisation sous deux angles différents. D'une part, comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, l'écolabellisation appartient à la troisième génération des politiques publiques d'environnement. C'est une approche volontaire de la catégorie des programmes publics volontaires. D'autre part, l'écolabellisation est une des stratégies de différenciation des produits parmi un ensemble d'étiquettes, apposées sur les produits à disposition des industriels (signes de qualité, informations nutritionnelles, etc.). Ces deux perspectives de description du même instrument sont complémentaires; en effet, d'un côté, la politique d'environnement qu'est l'écolabellisation s'appuie sur les forces du marché pour préserver et améliorer l'environnement; d'un autre côté, la stratégie de différenciation environnementale des produits amène les fabricants à proposer des produits écolabellisés, en réponse à une demande des consommateurs éco-sensibles. Dans ce chapitre, l'objectif est de présenter des faits stylisés mettant en évidence le principe de fonctionnement de l'écolabellisation, quelle que soit la perspective adoptée. Il est en effet indispensable de faire ce détour technique pour bien appréhender la complexité de la réalité et ses implications économiques. Nous montrons, ici, combien l'écolabellisation dans la réalité s'éloigne du modèle économique classique de différenciation des biens, où les consommateurs ont des préférences bien définies, des capacités infinies de traitement de l'information et où l'information est parfaite. L'écolabellisation présente plutôt les caractéristiques d'une différenciation des produits dans un monde où les consommateurs ne peuvent bien souvent pas définir leurs préférences, où la rationalité est limitée et où l'information est imparfaite.

La section A présente le principe des écolabels comme mode d'internalisation des effets externes sur l'environnement, ainsi que différents critères de typologie des écolabels. Elle met en évidence la diversité des écolabels. Nous exposons, dans la section B, le principe de l'analyse de cycle de vie, instrument appliqué de manière plus ou moins complète, sur lequel se basent de nombreux programmes d'écolabellisation. Dans la section C, l'exemple de l'Ecolabel Européen nous permet de distinguer un trait important des écolabels : les deux phases de l'écolabellisation. Dans tout programme d'écolabellisation, ces deux phases existent, de manière plus ou moins développée, et impliquent plus ou moins de parties. L'existence de ces deux phases a des implications importantes en

terme d'efficacité économique et environnementale. Enfin, dans la section D, un état des lieux de l'écolabellisation, en France et dans le monde, montre la diversité et l'importance croissante des écolabels.

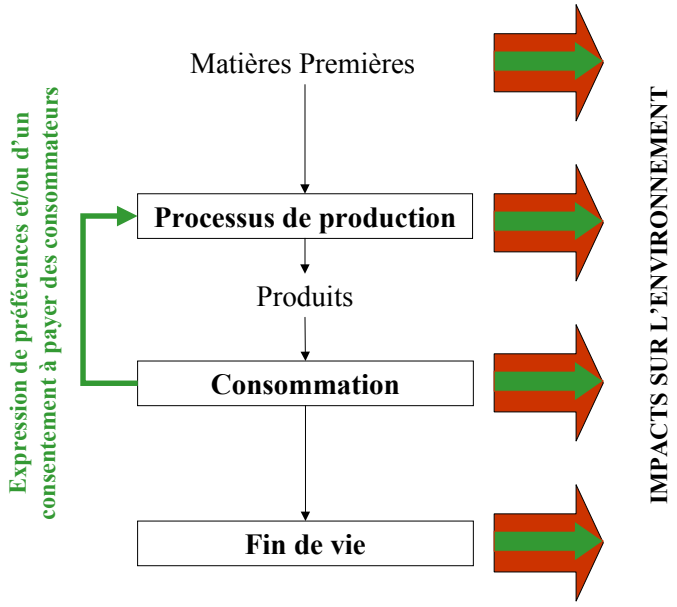
A. PRINCIPE ET TYPOLOGIE DES ECOLABELS

L'écolabel, en tant qu'instrument de politique d'environnement, est un moyen de permettre l'internalisation des effets externes sur l'environnement tout au long de la fabrication d'un produit. Les écolabels officiels ne sont qu'un élément de l'ensemble des éco-étiquettes que l'ISO (*International Standard Organization)* a cherché à définir suite à la multiplication d'allégations environnementales souvent sans fondement. Nous présentons les 3 types d'éco-étiquettes définis par l'ISO et les critères permettant de caractériser les éco-étiquettes.

a. L'internalisation d'effets externes à travers l'achat de produits écolabellisés

Les écolabels officiels sont des instruments des politiques d'environnement permettant d'une part, aux firmes de valoriser leurs efforts environnementaux sur le marché final par l'apposition d'un écolabel sur leurs produits et d'autre part, aux consommateurs d'exprimer leur préférences pour des produits plus respectueux de l'environnement. Il s'agit d'insérer dans un processus marchand des attributs qui échappent aux forces du marché. Ces efforts peuvent porter sur la diminution des effets externes à différentes étapes (figure I.3.1) : au niveau de l'amont de la fabrication (type de matières premières utilisées, par exemple, bois de forêts exploitées durablement plutôt que de forêts vierges), au niveau de la fabrication (effets externes de production), au niveau de la consommation des produits (effets externes de consommation, par exemple, ampoules électriques basse consommation d'énergie), et au niveau de la fin de vie (biodégradabilité, recyclage). Remarquons que ce mode d'internalisation des effets externes s'appuie sur l'existence d'une demande pour des produits plus respectueux de l'environnement. Nous examinerons les caractéristiques de cette demande dans le chapitre 4, dans la partie II, notamment sous l'aspect de l'incitation des consommateurs à contribuer à un bien à caractère public (la fourniture de biens d'environnement) à travers un mécanisme privé (l'achat de produits). Cela peut, en effet, induire des comportements de passager clandestin, pour lesquels les consommateurs ne sont pas incités à contribuer, du fait qu'ils ne peuvent être exclus des bénéfices de la contribution des autres consommateurs.

Figure I.3.1 : L'internalisation des effets externes à travers l'achat de produits écolabellisés



Cette représentation se veut schématique. Elle permet d'illustrer le principe sous-jacent à l'écolabellisation. La réalité s'avère beaucoup plus complexe et l'internalisation difficile à réaliser du fait de nombreux paramètres[20] déterminant les efficacités à la fois environnementale et économique de l'écolabel. Par exemple, ces paramètres peuvent être (i) l'adéquation entre les compartiments environnementaux que les consommateurs souhaitent voir préservés, les problèmes d'environnement qui, du point de vue de l'expert, sont cruciaux et les thèmes environnementaux évoqués par les firmes dans les allégations environnementales ou (ii) la crédibilité des étiquettes auprès du consommateur dans un contexte d'asymétrie d'information sur les qualités environnementales. Une des complexités de la réalité est notamment la diversité des écolabels.

b. Les trois types d'éco-étiquetage

Face à la multiplication d'un éco-étiquetage souvent sans réel fondement au début des années 80[21], l'ISO a édité des normes afin de créer un référentiel dans ce domaine. Les normes de la série ISO 14020 éditées par l'ISO encadrent l'éco-étiquetage (tableau I.3.1). L'étiquette ou déclaration

[20] Paramètres que nous allons effleurer dans ce chapitre et que nous analyserons plus profondément dans le chapitre suivant et surtout dans la partie II.

[21] Cairncross F., 1993, Les marchés verts: réconcilier croissance économique et écologie, traduit par Florence Paban, Paris, Éditions d'Organisation, 286 p.

environnementale est définie comme une "revendication indiquant les aspects environnementaux d'un produit ou d'un service", un aspect environnemental étant un "élément des activités, produits ou services d'un organisme susceptible d'interactions avec l'environnement", par exemple les rejets dans l'eau, dans l'air, le bruit, les odeurs, etc. (ISO 14020).

Norme	Désignation	Année de parution
ISO 14020	Etiquettes et déclarations environnementales: principes généraux	2000
ISO 14021	Etiquettes et déclarations environnementales: auto-déclarations environnementales - Etiquetage de type II	1999
ISO 14024	Etiquettes et déclarations environnementales: Etiquetage environnemental de type I	1999
ISO/TR 14025[22]	Etiquettes et déclarations environnementales: Etiquetage environnemental de type III	2000

Tableau I.3.1 : La série des normes ISO 14020[23]

Les normes ISO 14020 définissent 3 types d'éco-étiquetage (tableau I.3.2), tous d'application volontaire. Les écolabels promus par les pouvoirs publics appartiennent à la catégorie des éco-étiquettes de type I, définies par la norme ISO 14024. Ils sont basés sur une analyse de cycle de vie[24]. Les éco-étiquettes de type II sont des déclarations, sans certification par tierce partie indépendante, émises par toute entité susceptible d'en tirer profit. Elles doivent satisfaire à la norme ISO 14021 qui recommande que l'information soit claire, que l'impact environnemental soit significatif et qu'il soit possible d'apporter la preuve scientifique des arguments avancés. Les allégations vagues telles que "produit vert", "respectueux de l'environnement" ou "respectueux de la planète" sont prohibées. La prolifération des écolabels sur les produits rend particulièrement fragile la différenciation environnementale des produits (Lohr, 1999). En effet, elle affecte la visibilité de l'écolabel sur le

[22] Il s'agit d'une version provisoire de la norme qui n'existe pas encore dans sa version finale.

[23] Site officiel de l'ISO : www.iso.ch

[24] Il s'agit d'une méthodologie d'évaluation de l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie, c'est-à-dire depuis l'acquisition des matières premières jusqu'à sa fin de vie après utilisation. Le cycle de vie, dans ce cas, a une définition différente de celle utilisée dans la littérature marketing où le cycle de vie représente les différentes phases des ventes d'un produit sur le marché (lancement, croissance, maturité, déclin).

marché, étant données les ressources attentionnelles limitées des consommateurs. Par ailleurs, l'opportunisme de certains fabricants peut avoir des conséquences sur l'ensemble des fabricants utilisant des allégations environnementales (réputation collective sur les allégations environnementales).

Type	Désignation	Définition	Exemple
I	Programme d'éco-étiquetage	Programme d'éco-étiquetage multicritère, certifié par tierce partie, basé sur une analyse de cycle de vie, indiquant la supériorité, sur un ensemble de critères environnementaux, d'un produit par rapport aux autres produits de la même catégorie.	NF-Environnement (écolabel officiel français)
II	Auto-déclaration environnementale	Déclaration sans certification par tierce partie faite par toute entité susceptible d'en tirer partie (fabricant, groupe de fabricants, distributeur,…).	"Chouchoutons Notre Terre" (logo 3 Suisses)
III	Déclaration environnementale	Données environnementales quantitatives concernant un produit, présentées sous forme de paramètres prédéfinis et certifiés par tierce partie.	Profils environnementaux de Volvo

Tableau I.3.2 :Les trois types d'éco-étiquetage

La classification de l'ISO porte essentiellement sur les deux critères suivants (figure I.3.2).

- *Le caractère contraignant ou non de l'engagement*

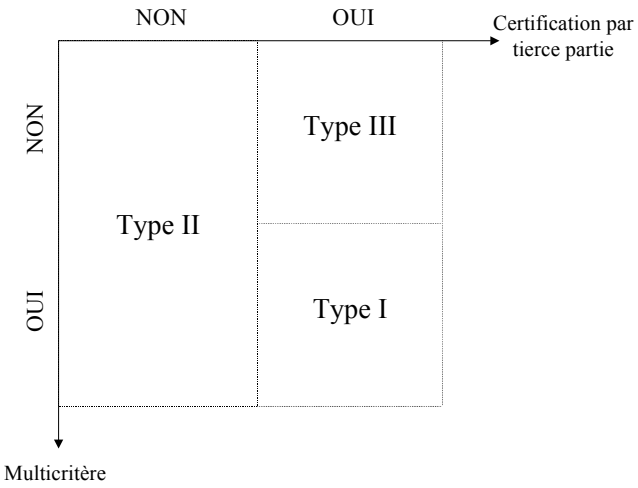
Certains accords volontaires introduisent explicitement des mécanismes de sanction en cas de non respect des termes de l'accord, éléments de crédibilité et d'efficacité de l'accord. L'éco-étiquetage introduit ce caractère contraignant, notamment à travers la certification ou non par tierce partie indépendante. Les étiquettes de type I et III impliquent le respect des critères environnementaux annoncés par l'éco-étiquetage.

- *Le caractère mono ou multicritère, mono ou multi-étape*

Il s'agit de la prise en considération des impacts environnementaux du produit sur l'ensemble des compartiments de l'environnement (eau, air, bruit, déchets,…) selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie ; dans ce cas, l'éco-étiquette est dite multicritère. Par contre, si l'éco-étiquette indique la supériorité du produit sur un seul critère environnemental, l'éco-étiquette est dite monocritère. Par exemple, le traitement de déchets implique certes une réduction de la quantité de déchets mais aussi une augmentation de la pollution atmosphérique du fait de leur transport et de leur incinération.

De la même manière, le programme d'éco-étiquetage est dit multi-étape si l'ensemble du cycle de vie est considéré, depuis l'acquisition des matières premières jusqu'à la fin de vie dans l'évaluation des impacts environnementaux du produit. Lorsqu'une seule étape est considérée, l'étape de fabrication par exemple, le programme d'éco-étiquetage est dit mono-étape.

Figure I.3.2 : Typologie des éco-étiquettes selon l'ISO



Un écolabel peut voir la méthodologie qui sous-tend sa définition varier, sans que son contenu pour le consommateur ne varie. Par exemple, l'écolabel allemand "Ange Bleu" qui était, à sa création, un label monocritère est peu à peu devenu multicritère, et donc plus sélectif, sans que le logo apposé sur les produits ne change.

A ces deux critères de typologie des écolabels privilégiés par l'ISO, on peut ajouter les critères qui nous ont permis de classifier les accords volontaires dans le chapitre précédent.

c. Critères de typologie des éco-étiquettes

Selon la typologie des accords volontaires du chapitre précédent, l'éco-étiquettes de type I et III appartiennent à la catégorie des programmes publics volontaires et les éco-étiquettes de type II aux engagements unilatéraux. Plusieurs autres critères permettent de réaliser une typologie de l'éco-étiquetage, dont certains sont des critères proposés par Börkey et al. (1999) pour caractériser les approches volontaires.

- Le caractère global ou local

L'accord volontaire peut avoir une portée géographique plus ou moins importante, du niveau régional au niveau national ou multinational. Ainsi, les éco-étiquettes peuvent être classées en fonction de leur zone d'application, qui est définie comme le marché sur lequel les produits étiquetés seront commercialisés. Pour les écolabels officiels, celle-ci est souvent le territoire national (France pour *NF-Environnement*), ou un groupe de pays (l'Union Européenne pour l'*Ecolabel Européen*, les pays nordiques pour le *Cygne Nordique*). Comme nous le verrons dans le chapitre suivant, la zone d'application détermine le type de critères environnementaux à satisfaire pour bénéficier de l'éco-

étiquette. Celui-ci vise souvent à internaliser des problèmes environnementaux cruciaux dans la zone géographique concernée, ce qui introduit des distorsions dans l'accès à l'éco-étiquetage pour des fabricants hors de cette zone géographique.

- L'obligation de résultats ou de moyens

Un accord volontaire peut impliquer l'engagement à mettre en œuvre tous les moyens pour réduire les impacts environnementaux (utilisation d'un procédé particulier) ou l'engagement à un résultat environnemental. L'éco-étiquetage peut consister en une obligation de moyens. L'Agriculture Biologique correspond à ce type d'engagement puisque son cahier des charges interdit l'utilisation de certaines substances et ne repose pas sur la mesure effective des résultats environnementaux. D'autre part, les écolabels de type I, basés sur le respect de critères environnementaux, correspondent plus souvent à une obligation de résultats. Les écolabels peuvent aussi combiner les deux types d'obligations.

- L'initiateur du programme

Un programme d'éco-étiquetage, comme un accord volontaire, peut être à l'initiative de différents types d'agents. Dans le cas des éco-étiquettes de type I, l'organisme initiateur peut être privé (une association environnementale pour *Green Seal*) ou public (la Communauté Européenne pour l'*Ecolabel Européen*). Les implications sont différentes en terme de crédibilité auprès du consommateur.

- Le contenu de l'éco-étiquette

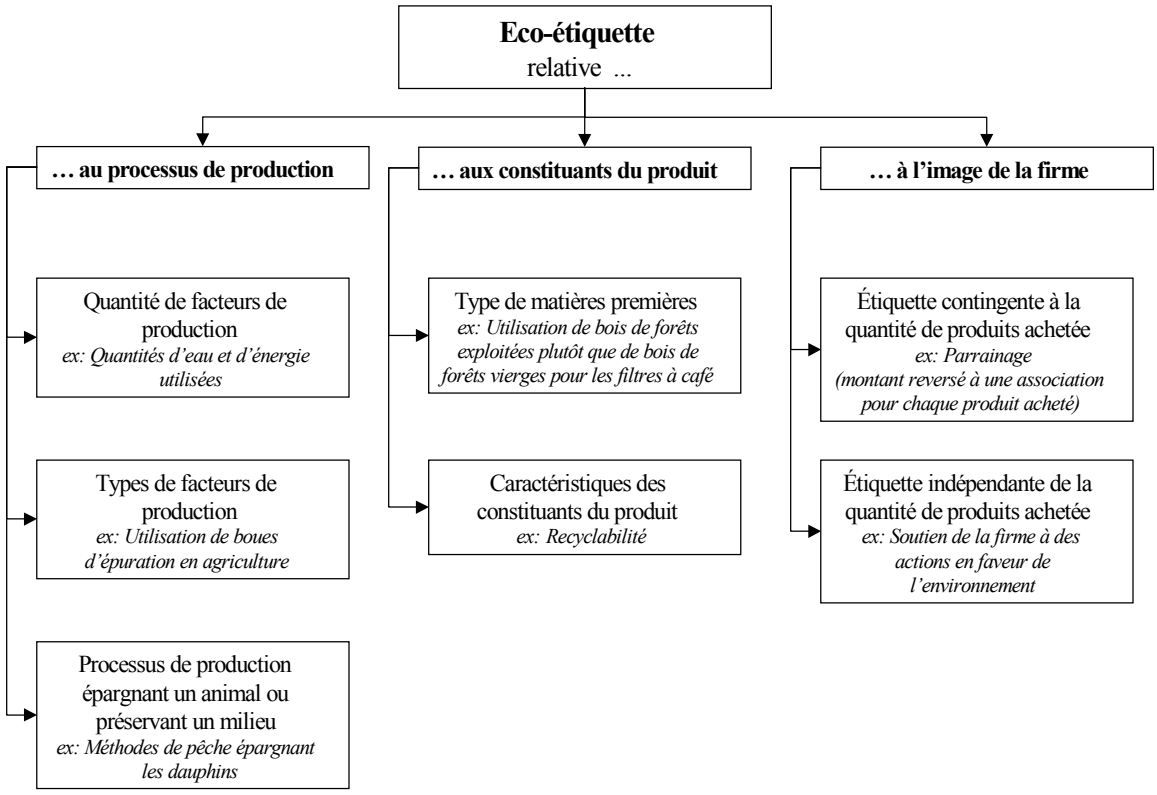
Une première typologie du contenu consiste à distinguer les éco-étiquettes positives, négatives et neutres. Selon Jones et Lansdell (2000, p.4)[25], les éco-étiquettes *positives* indiquent la supériorité relative des produits quant à la préservation de l'environnement, les éco-étiquettes *négatives* indiquent la nocivité ou le risque potentiel du produit pour l'environnement, les éco-étiquettes *neutres* indiquent des données factuelles concernant les impacts environnementaux d'un produit sans volonté de comparaison avec d'autres produits. Selon ces définitions, le type I, et souvent le type II, correspondent aux éco-étiquettes positives, et le type III, aux éco-étiquettes neutres. Un exemple d'étiquette négative est la mention de la dangerosité des produits phytosanitaires.

D'autres typologies du contenu des éco-étiquettes peuvent être réalisées. Carlson et al. (1993) distinguent les allégations environnementales correspondant à (i) une orientation produit [l'allégation est relative aux attributs environnementaux ou performances environnementales du bien vendu,

[25] Jones A., Lansdell N., 2000, Environmental Labelling, Staff Working Paper, Productivity Commission, 64p.

comme la biodégradabilité ou la recyclabilité] (ii) une orientation "process" [l'allégation concerne la gestion environnementale de la firme, comme l'adoption d'une norme ISO 14001] (iii) une orientation réputation [l'allégation associe une organisation environnementale reconnue à ses propres activités, comme une activité de parrainage] (iv) une orientation "fait environnemental" [l'allégation relate un état de l'environnement généralement connu et accepté, comme celui d'un environnement naturellement préservé]. En nous référant à la typologie de Carlson et al. (1993), nous réalisons une typologie des contenus environnementaux des étiquettes des produits (figure I.3.3). Cette typologie vise à souligner la grande diversité des contenus environnementaux des éco-étiquettes, d'autant plus qu'un écolabel peut allier plusieurs types de contenus. L'éco-étiquette peut se référer (i) *Au processus de production du produit :* L'écolabel peut indiquer alors les quantité et/ou les types de facteurs de production utilisés (services environnementaux rendus par l'agriculture ; Thiébaut, 1996), et/ou un processus de production épargnant un animal ou un milieu. (ii) *Aux constituants du produit :* Ceux-ci peuvent être des ressources plus ou moins renouvelables et/ou avoir un caractère plus ou moins néfaste pour l'environnement (absence d'utilisation de gaz à effet de serre tels que les CFC). (iii) *A l'image de la firme :* L'écolabel souligne la contribution financière de la firme à une action environnementale pour produit vendu ou s'associe à une action en faveur de l'environnement indépendamment de la quantité de produits vendus.

Figure I.3.3 : Grille d'analyse du contenu environnemental des éco-étiquettes



Cette typologie permet d'identifier les contenus environnementaux utilisés par les firmes pour une différenciation environnementale de leurs produits. Sans préjuger de la véracité des allégations, cette typologie permet notamment de distinguer les allégations relatives à une amélioration des performances environnementales de la firme ou du produit ou à un réel effort pour l'environnement, de celles servant simplement à "verdir" l'image de la firme (*greenwashing*). Par exemple, certaines firmes peuvent exploiter les capacités cognitives limitées des consommateurs, pour confondre les efforts visant à préserver l'environnement et les bénéfices issus d'un environnement préalablement préservé. Nous reviendrons sur les conséquences de cette confusion dans la partie II où , notamment à l'aide de la théorie des jeux, nous verrons les équilibres sous-optimaux de marché qui en résultent.

L'ensemble des critères, évoqués dans cette section, et qui permettent de réaliser une typologie des écolabels existants, montre la diversité et la complexité des programmes d'éco-étiquetage. L'un des éléments-clé permettant de juger de la pertinence d'un écolabel, quant à la préservation de l'environnement, est l'analyse de cycle de vie. La façon dont elle est menée et les conclusions qui en sont tirées déterminent grandement la définition des critères environnementaux auxquels devra répondre le produit écolabellisé. L'analyse de cycle de vie est réalisée de manière plus ou moins poussée selon le type d'écolabel. La plupart des écolabels officiels utilisent des analyses de cycle de vie assez complètes. Nous présentons l'historique, le principe et les limites de l'analyse de cycle de vie.

B. L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE : OUTIL DE DEFINITION DES CRITERES ENVIRONNEMENTAUX DES ECOLABELS[26]

L'analyse de cycle de vie[27] des produits est un outil d'aide à la décision pour l'entreprise. Il permet aux entreprises d'obtenir une photographie de leur utilisation de ressources et de leurs impacts sur

[26] Les références dans lesquelles nous avons puisé pour cette partie sont les suivantes :
Blouet A., Rivoire E., 1995, L'écobilan, Dunod, Paris, 212p.
Boeglin N., 1998, La promotion de la qualité écologique des produits et les écolabels, Ed. Les Techniques de l'Ingénieur, Traité Génie Industriel, G6 250, 12p.
Ventère J.P., 1995, La qualité écologique des produits, AFNOR, Editions Sang de la Terre, 182p.
Le site de l'ADEME (www.ademe.fr)
Le site d'écobilan (www .ecobilan.com)
Le site de la Communauté Européenne (www.europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/)

[27] On utilise aussi les termes écobilan ou écoprofil.

l'environnement à différentes étapes du cycle de vie des produits et sur différents compartiments de l'environnement. Cette méthodologie a été choisie pour servir de base aux écolabels officiels. D'autres écolabels en utilisent une version simplifiée. Etant donné que l'analyse de cycle de vie détermine les critères environnementaux auxquels devront répondre les produits écolabellisés, elle est cruciale du fait qu'elle définit ce qu'est le produit respectueux de l'environnement. Nous présentons un historique, le principe de fonctionnement de l'analyse de cycle de vie ainsi que les limites de cet outil.

a. Historique

L'analyse de cycle de vie (ACV) est apparue aux Etats-Unis dans les années 70. Alors qu'en Europe, l'ACV a été souvent promue par les pouvoirs publics en tant qu'instrument permettant de réduire les pressions sur l'environnement (à partir des années 90[28]), aux Etats-Unis, elle a été promue par les industriels dans une logique commerciale. L'ACV trouve ses origines dans les bilans de matières de l'industrie chimique ou les bilans énergétiques après le choc pétrolier de 1973. L'objectif est alors moins de préserver l'environnement que de réaliser des gains de ressources.

La première étude multicritère rapportée est celle réalisée pour Coca-Cola en 1969. L'objectif de l'étude était de choisir entre deux types de matériaux d'emballages de la boisson, le verre ou le plastique, afin de minimiser les impacts environnementaux et d'optimiser l'utilisation de matière et d'énergie. Contre toute attente, la bouteille en plastique se révèla être le meilleur choix. Suite à cette étude, l'EPA (*Environnemental Protection Agency*) aux Etats-Unis a développé cette méthodologie créant les REPA (*Resource and Environmental Profile Analysis*), procédés de quantification de l'utilisation de ressources et des rejets sur l'environnement. Ce sont ces REPA qui ont été utilisés après le choc pétrolier de 1973. La méthode a continué d'être affinée, notamment avec l'introduction d'une logique de cycle de vie des produits. En 1979, est créée la SETAC *(Society of Environmental Toxicology and Chemistry).* Elle regroupe des experts en environnement, des industriels et les pouvoirs publics. Elle édite en 1991 un document de référence *"A Technical Framework for Life-Cycle Assessment"*, qui présente pour la première fois la méthodologie en 4 phases de l'analyse de cycle de vie, telle qu'elle sera réalisée jusqu'à présent. L'ACV a donnée lieu à de nombreux désaccords sur les résultats d'études réalisées sur le même produit (nous y reviendrons dans le chapitre suivant). Face à ces divergences sur la pratique de l'ACV, l'ISO a édité une série de normes, les normes 14040 qui en donnent les lignes directrices (tableau I.3.3).

[28] La Suisse fait figure de précurseur en Europe puisque les premiers écobilans sont apparus dans le milieu des années 80.

Norme	Désignation	Année
ISO 14040	Principes et cadre	1997
ISO 14041	Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire	1998
ISO 14042	Évaluation d'impact du cycle de vie	2000
ISO 14043	Interprétation du cycle de vie	2000

Tableau I.3.3 : La série des normes ISO 14040

b. Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie

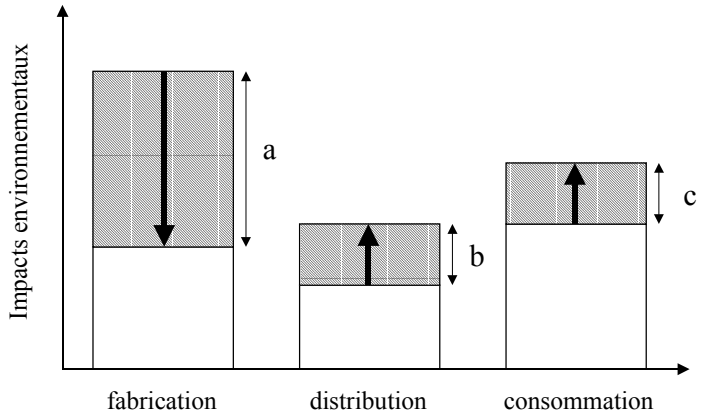
L'ACV est une méthodologie développée de manière plus ou moins complète selon l'objectif poursuivi. L'ACV recense et quantifie, tout au long du cycle de vie des produits, « du berceau à la tombe », les flux physiques de matière et d'énergie associés aux activités humaines, en évalue les impacts potentiels puis interprète les résultats obtenus en fonction de ses objectifs initiaux. L'ACV comporte deux principales caractéristiques : elle est multicritère et multi-étape. La figure I.3.4 souligne l'importance de prendre en compte l'ensemble des étapes du cycle de vie des produits. Une diminution des impacts environnementaux sur une étape de cycle de vie peut entraîner une augmentation des impacts sur d'autres étapes du cycle de vie. La pollution a alors été simplement transférée d'une étape vers une autre, et parfois d'une étape où la pollution est visible vers une étape où la pollution est difficilement détectable. Supposons qu'une nouvelle technologie permette de réduire les impacts environnementaux au niveau de la fabrication (a). Cela peut se traduire par une augmentation des impacts au niveau d'autres étapes du cycle de vie. Sur la figure I.3.4, les impacts environnementaux ont augmenté pendant la phase de distribution (b) et pendant la phase de consommation (c). Nous avons alors trois cas :

- Si $b+c>a$ alors la situation est pire pour l'environnement après le changement de technologie.
- Si $b+c<a$ alors la situation est meilleure pour l'environnement mais l'amélioration environnementale ne vaut pas a mais $a-(b+c)$.
- Si $b+c=a$ alors la situation n'a pas changé du point de vue de l'environnement.

A ce raisonnement en terme d'efficacité environnementale, il faut ajouter, dans une perspective coasienne, un raisonnement en terme de coûts, c'est-à-dire mettre les améliorations environnementales en regard des coûts de mise en place de technologies de préservation de l'environnement.

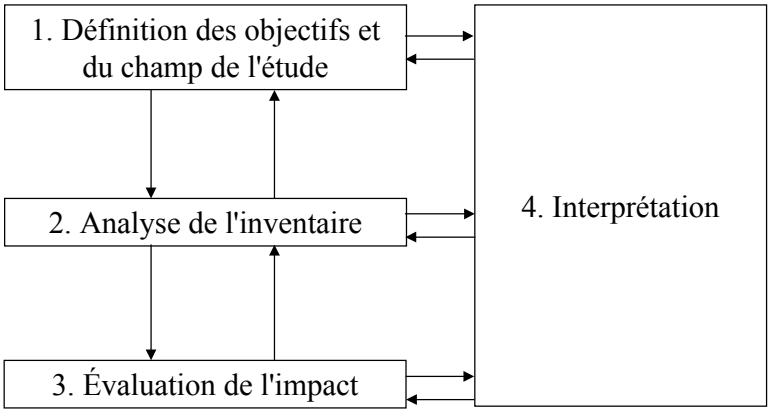
De la même manière, une réduction des impacts sur un compartiment de l'environnement peut se traduire par une augmentation des impacts au niveau d'autres compartiments de l'environnement. Un raisonnement multicritère et multi-étape permet d'éviter les transferts de pollution[29].

Figure I.3.4 : Les transferts de pollutions



L'analyse de cycle de vie correspond à quatre étapes (figure I.3.5).

Figure I.3.5 : Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie



- Définition des objectifs et du champ de l'étude

Le type d'analyse conduit dépend des objectifs de l'étude. L'ACV est dite *goal-dependant*. La définition des objectifs conditionne les choix méthodologiques de chaque étape (inventaire, évaluation

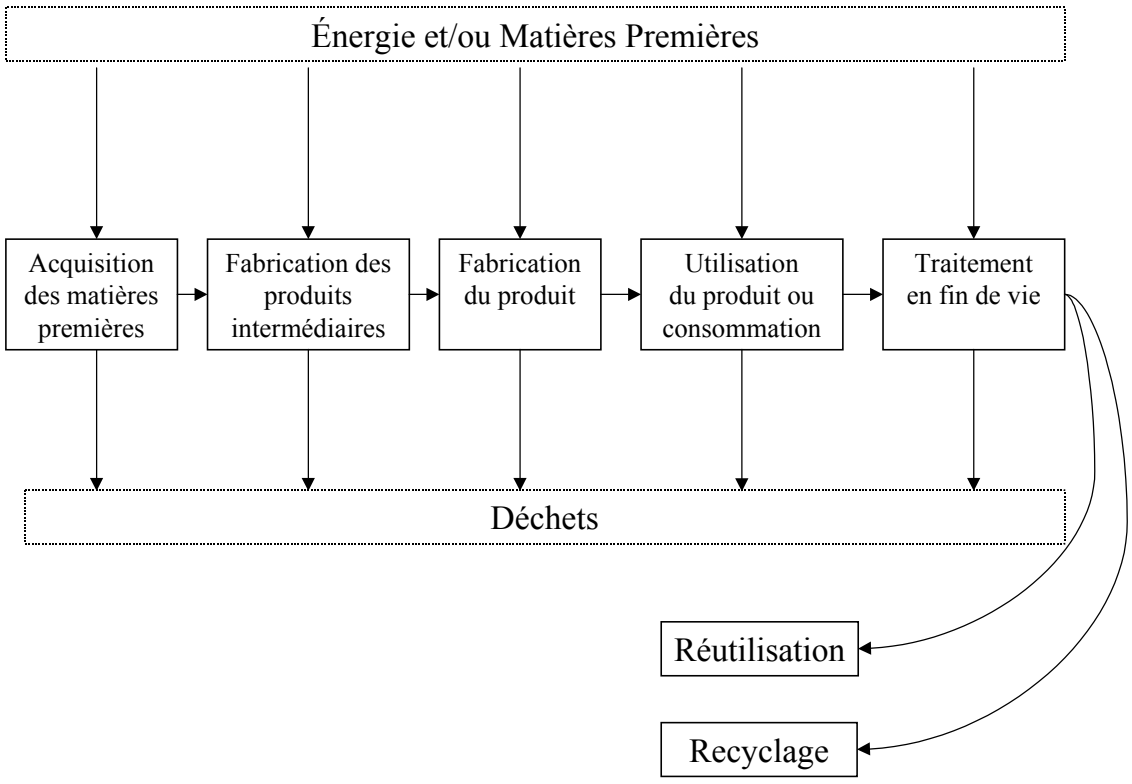
[29] Un conflit ayant opposé Henkel et Rhône Poulenc concernant les lessives sans phosphates a démontré la nécessité de prendre en compte l'ensemble des étapes du cycle de vie et des critères environnementaux (voir chapitre suivant).

des impacts, interprétation) et par voie de conséquence les résultats. Supposons, par exemple, que l'objectif soit de comparer les impacts environnementaux de deux emballages A et B. Supposons que l'inventaire des flux de matière et d'énergie révèle que sur toutes les étapes du cycle de vie, A est meilleur que B quant à la quantité d'émissions, dans tous les compartiments de l'environnement et à la quantité d'énergie utilisée. L'ACV a rempli son objectif à ce stade. Il ne sera pas nécessaire de réaliser l'étape 3.

- *Analyse de l'inventaire*

Cette étape permet de fixer les frontières de l'étude, de définir le système étudié. Quelles étapes du cycle de vie prend-on en compte ? Une fois le système défini, tout ce qui entoure le système choisi est considéré comme étant l'environnement. On réalise l'inventaire de tous les flux de matière et d'énergie entrants et sortants, qu'on quantifie (figure I.3.6).

Figure I.3.6 : La phase de l'inventaire



- *Évaluation des impacts*

Le but est de traduire les consommations et les rejets recensés lors de l'inventaire en impacts environnementaux (pollutions et déchets, épuisement de ressources naturelles, bruit, odeur, atteinte à l'esthétique) pour chaque étape du cycle de vie. On réalise une matrice d'évaluation de l'impact, croisant les étapes du cycle de vie avec les aspects environnementaux. Les ensembles de flux

déterminés à la phase de l'inventaire sont caractérisés, à partir d'indicateurs, en impacts environnementaux.

- Interprétation

Cette dernière étape correspond à l'analyse des résultats. Elle permet d'expliquer les limites de l'inventaire et/ou de l'évaluation des impacts, afin de fournir des recommandations de la manière la plus transparente possible. Elle met en évidence les points forts et les points faibles de l'analyse, les paramètres et les étapes sensibles. Elle propose des recommandations par rapport à l'objectif fixé de l'ACV.

Ces quatre phases de l'ACV ne sont ni cloisonnées, ni ne se déroulent dans un ordre strictement chronologique. La méthodologie autorise un va-et-vient entre ces différentes phases. La méthodologie de l'ACV est très complète et permet la comparaison de différents produits quant à leurs impacts environnementaux. C'est pourquoi les écolabels officiels qui sont dans une logique de comparaison des produits dans une même catégorie s'appuient en général sur des ACV assez fines. La grande majorité des écolabels cependant n'appliquent pas une ACV complète. Par exemple, l'ESQCV (Evaluation Simplifiée Qualitative du Cycle de Vie) est une méthode qualitative qui permet de sélectionner quelques étapes du cycle de vie et quelques compartiments environnementaux pour lesquels le produit est particulièrement polluant afin d'améliorer le produit par rapport à lui-même. Etant donné que les étapes et les critères choisis sont spécifiques au produit étudié et que l'évaluation des impacts est qualitative, la comparaison avec d'autres produits n'est pas possible. L'ESQCV permet l'amélioration d'un produit par rapport à lui-même et non la comparaison entre différents produits. Certaines autres méthodes ne se concentrent que sur un critère environnemental, tel que le Contenu Energétique (évaluation des dépenses et récupérations d'énergie tout au long des étapes du cycle de vie).

c. Limites de l'analyse de cycle de vie

Les limites de l'analyse de cycle proviennent du fait qu'elle implique des choix arbitraires. Comment en effet déterminer s'il est préférable de polluer l'eau ou l'air ? Par ailleurs, comment définir le système étudié ? Quelles étapes retenir ? Une papeterie doit-elle prendre en compte les impacts environnementaux de la fabrication de la scie qui a découpé l'arbre dont est issu le bois servant à fabriquer du papier ? Ce raisonnement risquerait d'amener "de fil en aiguille" à prendre en compte l'ensemble du système mondial. La définition des frontières du système étudié est arbitraire.

C'est pourquoi les conclusions et *a fortiori*, les recommandations d'une ACV ont parfois été l'objet de vives discussions et de résultats contradictoires selon les étapes du cycle de vie ou les compartiments

environnementaux favorisés[30]. Les normes ISO 14040 recommandent un rapport clair justifiant les choix effectués. Aussi, un élément important de crédibilité des ACV est indiqué dans la norme ISO 14040. Il s'agit de la revue critique. Il existe 3 types de revues : la revue par un expert en interne (expert appartenant à l'organisme ayant réalisé l'ACV mais n'ayant pas participé à l'étude), la revue par un expert en externe (expert indépendant de l'organisme) et la revue par les parties intéressées (revue pilotée par un expert indépendant qui réuni un panel de critiques susceptibles d'être affectés par les conclusions de l'étude – organisation gouvernementale et non-gouvernementale, concurrents). Le processus de revue critique s'étend de l'étude la moins indépendante à la plus indépendante.
L'écolabellisation se déroule en deux phases, dont la première se base sur des analyses de cycles de vie servant à établir les critères environnementaux auxquels devront répondre les produits des fabricants candidats à l'écolabellisation.

C. LES DEUX PHASES DE L'ECOLABELLISATION[31]

L'écolabellisation reposant sur une différenciation environnementale des produits, nous décrivons l'écoproduit par rapport à ses caractéristiques notamment environnementales. Nous présentons ensuite les deux phases du processus d'écolabellisation : une phase de définition des critères et une phase d'attribution de l'écolabel à partir de l'exemple du fonctionnement de l'Ecolabel Européen (Nadaï, 1998a). Ces deux phases sont plus ou moins développées selon l'écolabel considéré.

a. Définition du produit écolabellisé

L'écolabellisation a la particularité d'avoir un fonctionnement en deux phases. En effet, la différenciation environnementale des produits, visée par l'écolabel, correspond à une différenciation au sein de la même catégorie de produits. Le produit écolabellisé est d'ailleurs défini comme un produit ayant des impacts moindres sur l'environnement par rapport aux autres produits de la même

[30] Etant donnée que l'ACV est souvent à la base des écolabels officiels, les limites des ACV ont des implications sur l'écolabellisation. Nous étudierons ces limites dans le chapitre suivant.

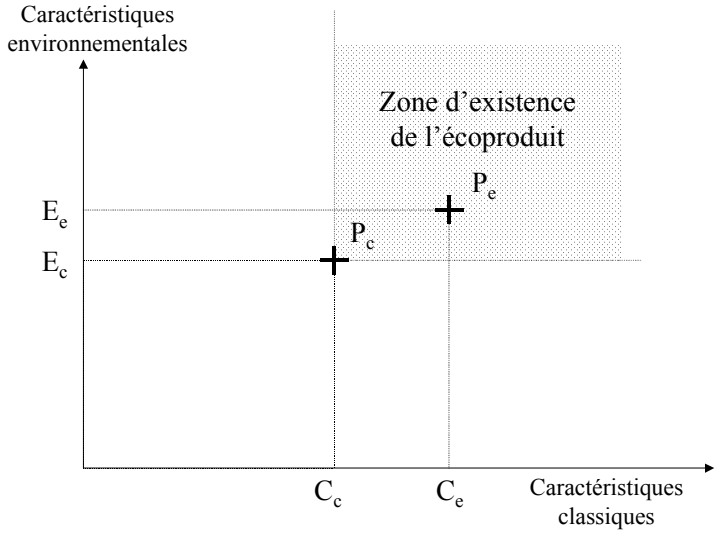
[31] Les informations concernant l'Ecolabel Européen figurent sur le site de la Communauté Européenne
www.europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/

catégorie mais ayant les mêmes capacités d'usage. Dans une perspective lancastérienne[32], nous décomposons le produit en caractéristiques classiques C et en caractéristiques environnementales E. Un produit conventionnel P_c est alors caractérisé par un niveau de caractéristiques classiques C_c et un niveau de caractéristiques environnementales E_c. D'après la figure I.3.7, la zone d'existence d'un écoproduit P_e est celle pour laquelle $C_e \geq C_c$ et $E_e \geq E_c$. Cette définition correspond à la différenciation verticale selon Lancaster (1979, pp.27-28) : un bien est différencié verticalement si les quantités absolues de toutes ses caractéristiques ont augmenté ou diminué par rapport aux autres produits (différenciation en qualité). Par ailleurs, un bien est différencié horizontalement si les quantités relatives de caractéristiques varient (différenciation en variété)[33].

[32] Lancaster (1966) est à l'origine de ce qui a été désigné comme "la nouvelle théorie du consommateur". Les biens sont définis comme des paniers de caractéristiques. Et les consommateurs ont des préférences pour les caractéristiques des biens.

[33] Dans la réalité, la différenciation environnementale du point de vue de la perception du consommateur relève à la fois d'une différenciation verticale et d'une différenciation horizontale.

Figure I.3.7 : Zone d'existence de l'écolabel (Grolleau, 2000)

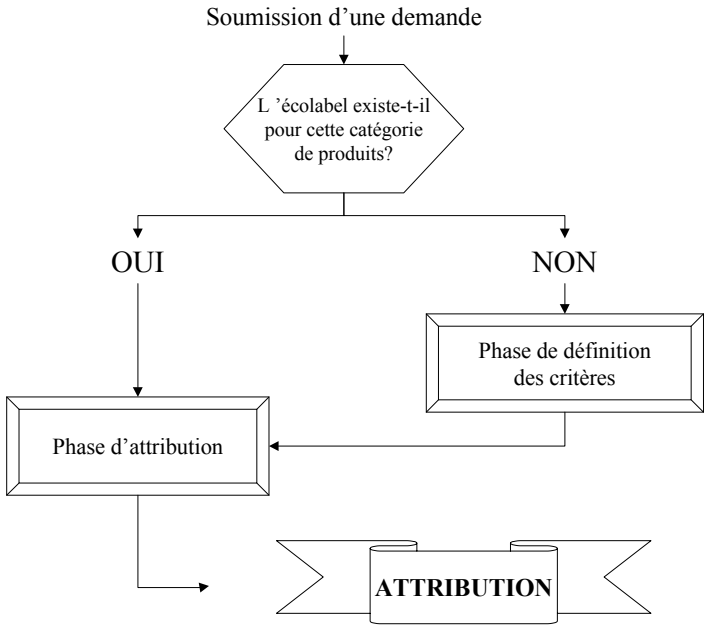


b. La phase de définition des critères

Nous nous appuyons sur l'exemple de l'Ecolabel Européen. Le règlement (CEE) n°880/92 du 23 mars 1992 établit la création d'un écolabel européen[34]. La règle de décision appliquée lorsqu'un fabricant décide de soumettre une demande d'écolabellisation pour ses produits est indiquée sur la figure I.3.8.

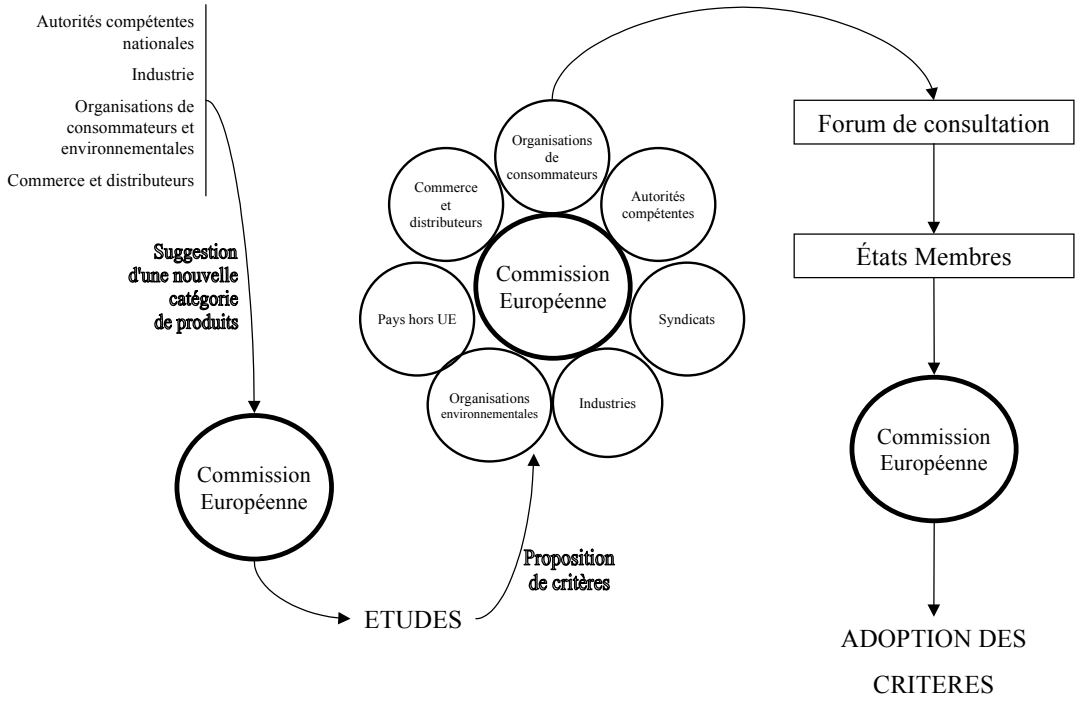
[34] Ce règlement a été révisé en 2000 : Règlement (CE) n°1980/2000 du 17 juillet 2000.

Figure I.3.8 : Arbre de décision lors de la soumission d'une demande d'écolabellisation



Ainsi, l'écolabellisation comporte deux phases, la phase de définition des critères et la phase d'attribution du label, indiquées respectivement sur les figures I.3.9 et I.3.10.

Figure I.3.9 : La phase de définition des critères de l'Ecolabel Européen



Le dispositif écolabel est défini par catégorie de produits, c'est-à-dire parmi un ensemble de produits ayant des capacités d'usage identiques[35]. Ainsi, les critères doivent déjà avoir été développés pour la catégorie de produits concernée avant d'autoriser l'examen d'une demande d'attribution de l'écolabel. La figure I.3.9 présente la phase de définition des critères. Toute entité peut déposer une demande de création d'une nouvelle catégorie de produits pour l'écolabel. La commission européenne décide alors de lancer des études basées sur des analyses de cycle de vie des produits afin de proposer des critères à la Commission Européenne. Les études sont confiées à des pays ayant déjà acquis une certaine expertise dans le domaine. Cette expertise peut avoir été développée du fait de l'existence de cette catégorie de produits pour l'écolabel national.

Les critères environnementaux sont établis par un comité, regroupé au sein du CUELE (Comité de l'Union Européenne pour le Label Ecologique) pour l'Ecolabel Européen, constitué de membres de différents groupes d'intérêts : industrie, associations environnementales, de consommateurs, experts en évaluation de risques environnementaux… Les critères issus de cette négociation sont ensuite adoptés par vote des Etats membres. Ces critères recouvrent à la fois des critères environnementaux et des critères d'aptitude à l'usage (qui doivent être égaux ou supérieurs aux critères des produits non écolabellisés de la même catégorie) (voir annexe 1 pour des exemples de critères). Le niveau d'exigence des critères est un paramètre clé de l'écolabellisation[36]. Il apparaît à travers le concept de sélectivité de l'écolabel. Les critères sont fixés de telle manière que seuls 5 à 30% des produits du marché (au sein de la catégorie de produits) pourront *a priori* obtenir l'écolabel. La sélectivité résulte d'un compromis entre une sélectivité élevée (forte différenciation des produits sur le marché) et une sélectivité faible (un nombre suffisant de produits est nécessaire sur le marché pour favoriser la visibilité de l'écolabel sur le marché et inciter les firmes à écolabelliser leurs produits). Les critères sont révisés périodiquement (tous les 3 à 5 ans en principe[37]) pour tenir compte de l'évolution du marché et de l'évolution technologique. Après la création de l'écolabel pour une catégorie de produits,

[35] Voir l'annexe 1 pour une liste des catégories de produits couvertes par l'écolabel français (NF Environnement).

[36] Du fait de son implication sur les parts de marché des produits écolabellisés, la sélectivité est un paramètre qui provoque des réactions qui vont du consensus de tous les groupes d'intérêts à leur affrontement. Nous y reviendrons dans le chapitre suivant.

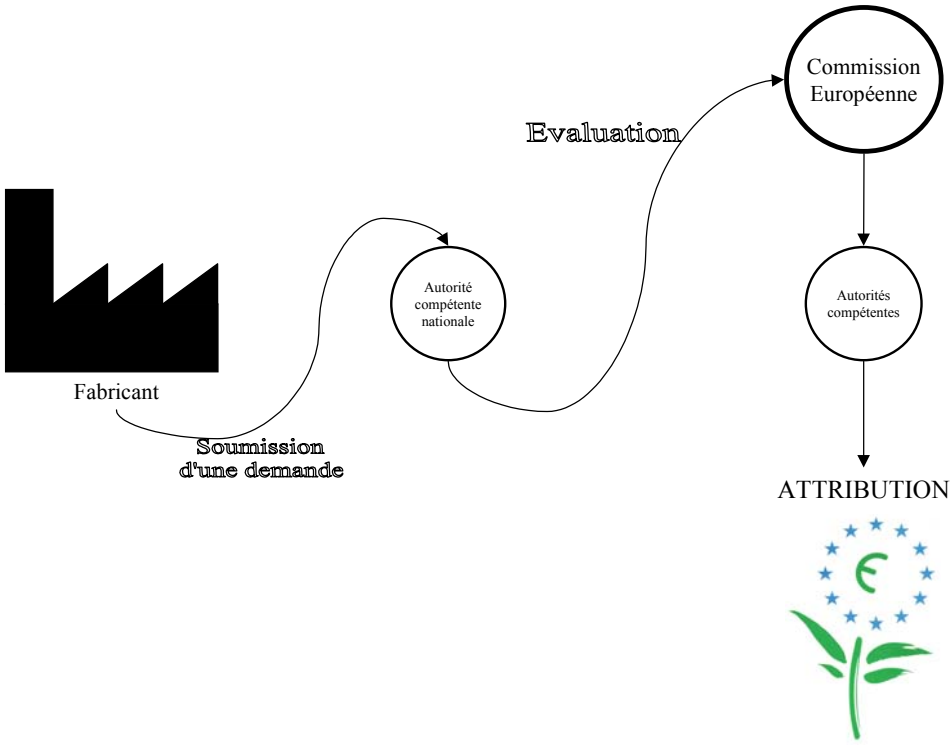
[37] Le règlement européen de 1992 établissant l'Ecolabel Européen prévoyait une révision au plus tard au bout de 5 ans. Elle n'a eu lieu qu'en 2000.

toute soumission d'une demande d'attribution est examinée dans le cadre de la deuxième phase : la phase d'attribution de l'écolabel.

c. La phase d'attribution de l'écolabel

La phase d'attribution de l'écolabel consiste à vérifier, à travers des évaluations par tierce partie indépendante, la conformité des niveaux des critères environnementaux avec les exigences de l'écolabel. La demande est soumise au niveau de l'autorité compétente nationale (l'AFNOR pour la France), qui soumet les évaluations réalisées à la commission européenne chargée de décider l'attribution ou non de l'écolabel. L'écolabel est attribué à la firme aussi longtemps que les critères restent valables. La firme candidate à l'écolabellisation de ses produits doit s'acquitter de frais d'inscription (300 à 1300€) en plus des frais de mise en conformité avec les critères. Ensuite, l'utilisation de la marque "Ecolabel Européen" implique des frais proportionnels au volume des ventes annuelles (pour l'Ecolabel Européen, la redevance est fixée à 0,15% du volume des ventes annuelles, et plafonnée à 25 000€ par entreprise et par catégorie de produits).

Figure I.3.10 : La phase d'attribution de l'Ecolabel Européen



Ce processus en deux phases a des conséquences quant à l'efficacité environnementale et économique de l'écolabellisation. Les décisions prises pendant la première phase ont des conséquences sur le niveau d'amélioration environnementale espéré du fait du lancement de l'écolabel, sur l'adhésion des

firmes et le niveau de différenciation des produits. Nous analysons ces implications dans le chapitre suivant.

D. DIVERSITE ET IMPORTANCE DE L'ECOLABELLISATION : DONNEES EMPIRIQUES

Depuis le lancement en 1977 de l'écolabel gouvernemental allemand, Ange Bleu, le nombre de programmes d'éco-étiquetage n'a cessé de croître, atteignant aujourd'hui plusieurs centaines (EPA, 1998[38]). Ces programmes peuvent être distingués et catégorisés sur de nombreux critères comme leur origine publique et/ou privée, leur couverture géographique, leur champ d'application, leur degré de développement et la méthodologie sous-jacente. L'objectif est ici de dresser un état des lieux de l'écolabellisation, qui ne sera pas exhaustif étant donnée l'évolution rapide du nombre d'éco-étiquettes. Les faits stylisés dans cette partie révèlent la diversité des types d'éco-étiquetage, leur importance croissante et enfin les différents types de produits concernés.

a. Diversité des types d'éco-étiquetage

Quelques programmes d'éco-étiquetage officiels (type I) de différents pays avec leur année de lancement, des éco-étiquettes de type II en France ainsi qu'un exemple d'éco-étiquette de type III sont présentés sur les figures I.3.11, I.3.12 et I.3.13. L'écolabel de type I le plus ancien est l'écolabel allemand, l'Ange Bleu, qui bénéficie d'une grande notoriété auprès des consommateurs allemands. L'écolabel français est, lui, relativement récent.

[38] EPA, 1998, Environmental Labeling Issues, Policies and Practices Worldwide, Report for the Pollution Prevention Division, US Environmental Protection Agency, 67p.

Figure I.3.11 : Quelques écolabels de type I

Ange Bleu
Allemagne
1977

Choix Environnemental
Canada
1988

Cygne Nordique
Suède/Finlande/Islande
Danemark/Norvège
1989

Eco-Mark
Japon
1989

Green Seal
États-Unis
1990

NF-Environnement
France
1991

Ecolabel Européen
Union Européenne
1992

Millieukeur
Pays-Bas
1992

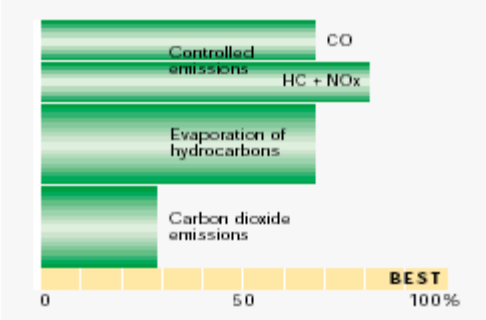
Figure I.3.12 : Quelques écolabels de type III

Monoprix Vert

Maison Verte

Chouchoutons Notre Terre

Figure I.3.13 : Exemples d'écolabels de type II pour une voiture pendant la phase d'utilisation[39]



[39] Déclaration environnementale de la Volvo S60 certifiée par tierce partie (Lloyd's Register Quality Assurance Limited).

On peut dresser une typologie de quelques éco-étiquettes (tableau I.3.4) selon les critères identifiés dans la section A.

Pays	**Dénomination**	Gouvernemental	**Année de mise en place**	**Analyse de cycle de vie**
Allemagne	Ange Bleu	Oui	1977	ACV modifiée
Canada	Choix Environnemental	Oui	1988	Oui
Danemark/ Finlande/ Islande/ Norvège/ Suède	Cygne Nordique	Oui	1989	Oui
Japon	Ecomark	Oui	1989	Oui
Etats-Unis	Green Seal	Non Association privée	1990	Oui
France	NF environnement	Oui	1991	ACV simplifiée
Communauté Européenne	Ecolabel européen	Oui	1992	Oui
Pays-Bas	Millieukeur	Oui	1992	Oui

Tableau I.3.4 : Principales caractéristiques de quelques éco-étiquettes (EPA, 1998)

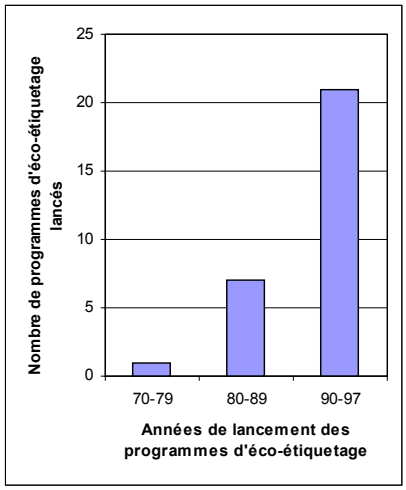
Revenons sur le principe de fonctionnement de l'écolabel en deux phases. La plupart des écolabels officiels fonctionnent sur le principe complet exposé précédemment. Les écolabels de type III ont aussi un fonctionnement en deux phases mais reposant sur une analyse de cycle de vie souvent monocritère. Par contre, les écolabels de type II offrent une variété importante dans le déroulement de ces deux phases. La phase de définition des critères peut par exemple se résumer à la consultation d'une seule partie, l'entreprise elle-même, qui se fixe ses propres critères de définition de l'écolabel et ensuite se l'attribue dans la deuxième phase. La phase de définition peut concerner un ensemble de firmes qui créent leur propre label (Association des Producteurs et Utilisateurs de Papier Recyclé à l'origine du logo APUR).

b. Importance croissante des programmes d'éco-étiquetage

L'importance des programmes d'éco-étiquetage est croissante. Les écolabels sont de plus en plus nombreux. On assiste à une croissance (i) du nombre de catégories de produits, (ii) du nombre de fabricants intéressés par l'écolabellisation d'un ou plusieurs de leurs produits et qui deviennent titulaires d'un écolabel et enfin, (iii) du nombre de produits écolabellisés (EPA, 1998). Nous examinons de manière empirique deux aspects : le nombre croissant de programmes lancés dans le monde (figure I.3.14) et dans le cas de l'Ecolabel Européen, le nombre croissant de firmes titulaires de

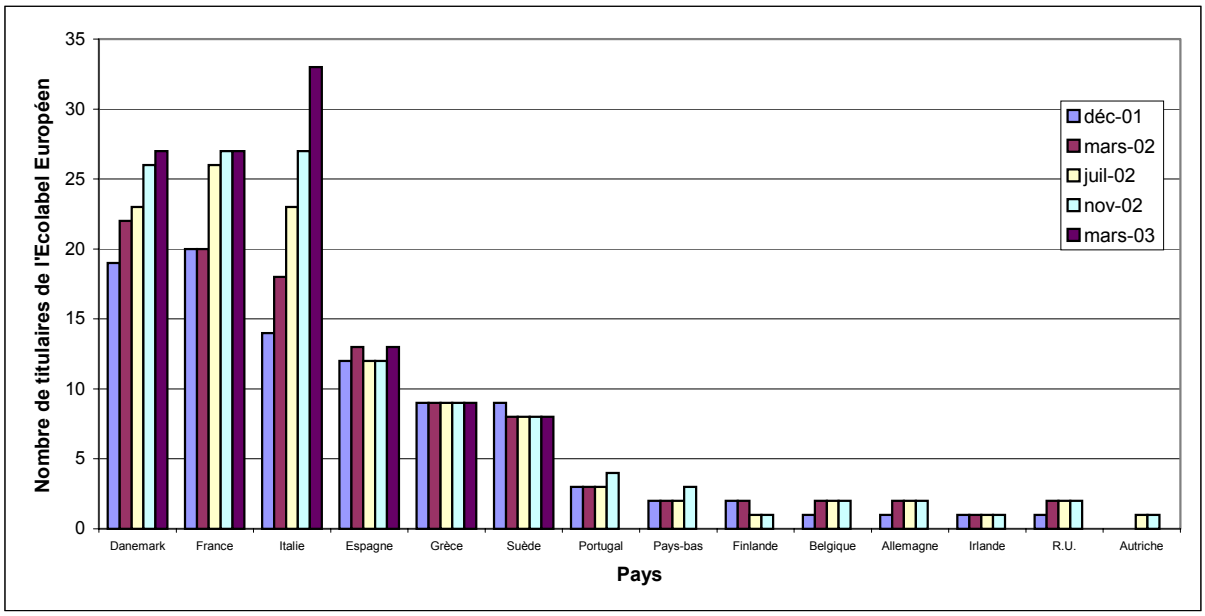
l'écolabel (figure I.3.15). Notons que la multiplication du nombre de programmes d'éco-étiquetage rend particulièrement difficile la visibilité de chaque écolabel sur le marché. Par exemple, l'Ecolabel Européen entre en compétition avec les écolabels nationaux des pays de la Communauté Européenne[40].

Figure I.3.14 : Evolution du nombre de programmes d'écoétiquetage d'envergure nationale lancés dans le monde (EPA, 1998)



[40] Les travaux en cours concernant l'Ecolabel Européen consistent à améliorer les synergies avec les écolabels nationaux.

Figure I.3.15 : Evolution du nombre de fabricants titulaires de l'Ecolabel Européen dans différents pays (EU Flower Newsletter[41])



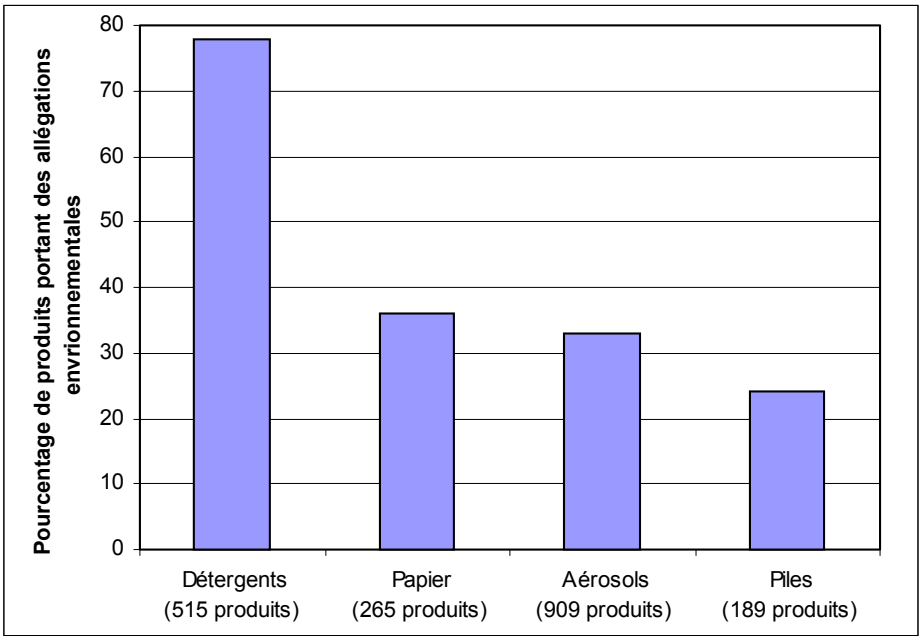
c. Types de produits concernés par l'éco-étiquetage

Les programmes d'éco-étiquetage concernent la plupart des produits et services. Au Japon et en Allemagne, entre 3000 et 4000 produits portent les écolabels officiels. Une étude européenne menée par Leubuscher et al. (1998)[42] montre la proportion de produits éco-étiquetés sur différentes catégories de produits (figure I.3.16).

[41] Lettre d'information disponible sur le site de la Communauté Européenne : www.europa.eu.int/comm/environment/ecolabel/

[42] 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, 71p.

Figure I.3.16 : Proportion d'allégations environnementales présentes sur divers produits dans l'UE (Leubuscher at al., 1998)

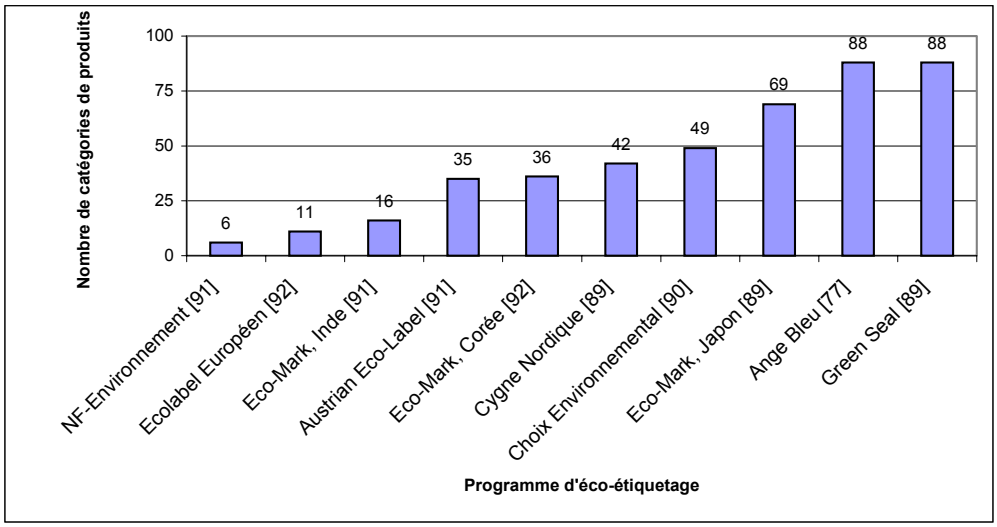


L'étude menée par l'EPA (1998) révèle le nombre de catégories de produits pour lesquelles des éco-étiquettes ont été développées (figure I.3.17). Les deux écolabels s'appliquant à la France, l'Ecolabel Européen et NF Environnement, sont ceux qui possèdent le moins de catégories de produits. La révision du règlement européen attribue ce manque de développement de l'Ecolabel Européen à (i) un manque de promotion auprès des consommateurs. Une étude du CREDOC (2000)[43] pour l'ADEME révèle aussi le faible degré de reconnaissance de l'Ecolabel Européen (13% de reconnaissance) et de l'écolabel français (5% de reconnaissance) auprès du public. D'autres facteurs expliquent ce faible développement. (ii) Par exemple, le caractère plus ou moins récent de l'écolabel peut être un facteur explicatif. Les écolabels français et européens sont relativement récents en comparaison de l'écolabel allemand par exemple. (iii) Un autre facteur explicatif peut être le niveau d'exigence de l'écolabel, la sélectivité. L'Ange Bleu par exemple, bien que multicritère aujourd'hui, était au départ monocritère. Une firme justifiant d'un avantage environnemental sur un seul critère pouvait obtenir l'écolabel. De nombreux produits sur le marché ont été écolabellisés. Et l'Ange Bleu jouit d'une grande popularité auprès des consommateurs. Le développement de l'écolabel dans les premières étapes a été favorisé par son caractère monocritère. Ensuite, un durcissement des critères a permis une amélioration des performances environnementales des produits sans que la visibilité de l'écolabel sur le marché n'en pâtisse. Les firmes, anticipant une demande forte des produits écolabellisés, ont été incitées à l'innovation environnementale. (iv) Nous pouvons aussi citer comme autre facteur explicatif les

[43] Hatchuel G. et Ortalda L., 2000, Quelques opinions sur la pollution atmosphérique, sur la gestion des déchets et sur la consommation des écoproduits, Enquête CREDOC "Conditions de vie et aspiration des Français".

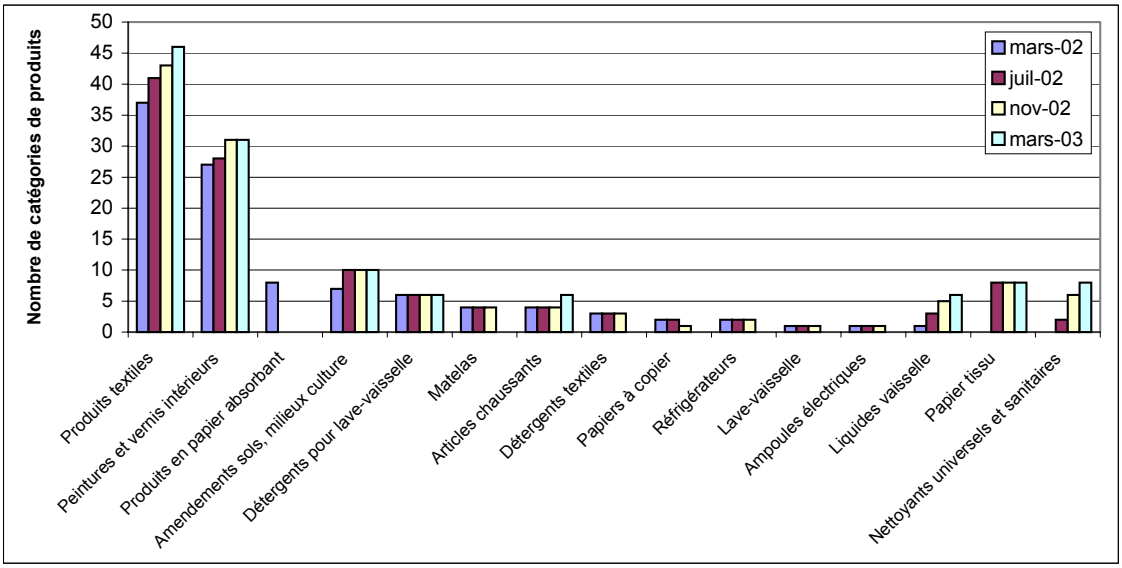
différences de structure de l'industrie selon les pays, industrie qui peut coopérer ou s'opposer vivement au développement de l'écolabel (voir chapitre suivant).

Figure I.3.17 : Nombre de catégories de produits par type d'éco-étiquette (EPA, 1998) (le nombre entre crochets représente l'année de création de l'écolabel)



Enfin, à partir des données de la lettre d'information de l'Ecolabel Européen, *EU Flower Newsletter*, nous réalisons le graphique de l'évolution du nombre de titulaires de l'écolabel par catégorie de produits (figure I.3.18). L'Ecolabel Européen est relativement concentré sur deux catégories de produits : les textiles et les peintures et vernis d'intérieur. Elles sont parmi les plus anciennes catégories développées et représentent à elles seules plus de 50% des catégories de produits.

Figure I.3.18 : Evolution du nombre de titulaires de l'Ecolabel Européen par catégorie de produits (EU Flower Newsletter)



CONCLUSION

Nous avons caractérisé, dans ce chapitre, les différents types d'éco-étiquetage ainsi que les critères de classification possibles. Nous avons exploré les deux phases de l'écolabellisation ainsi que la méthodologie de l'analyse de cycle de vie, qui sert de base à l'élaboration et à l'attribution des écolabels officiels. Enfin, quelques données empiriques nous permettent de saisir l'importance croissante ainsi que la diversité des programmes d'éco-étiquetage. Pour conclure sur ce chapitre, nous souhaitons insister sur la difficulté à définir ce qu'est un produit respectueux de l'environnement. Il n'existe pas de définition absolue. Déjà, la notion en elle-même est relative puisqu'un produit non polluant n'existe pas. La fixation d'une définition de l'écoproduit est issue à la fois d'une difficile négociation entre acteurs et de choix arbitraires qui prennent en compte bien d'autres facteurs que l'environnement. Nous insisterons sur les implications de cette absence de définition dans le chapitre suivant. Pour conclure ce chapitre, nous récapitulons dans le tableau I.3.5, les éléments qui éloignent l'écobel du modèle classique de différenciation des produits.

Modèle parfait de différenciation des produits	**Ecolabellisation des produits dans la réalité**
Consommateurs aux préférences biens définies	Définition de l'écoproduit par négociation entre divers groupes d'intérêts Délégation du processus de caractérisation des produits
Capacités infinies de traitement de l'information	Capacités cognitives limitées des consommateurs confrontés aux prolifération et diversité des éco-étiquettes Rationalité limitée
Information symétrique entre consommateurs et vendeurs	Information asymétrique Ecolabels avec recours à des dispositifs de certification par tierce partie
Biens à caractère privé	Biens à caractère public
Libre accès à la différenciation des produits par les firmes	Dispositifs institutionnels érigeant des barrières à l'attribution de l'écolabel Sélectivité Endogénéisation du processus de caractérisation des produits

Tableau I.3.5 : Divergence entre le modèle classique de différenciation des produits et l'écolabellisation des produits

Le chapitre suivant apporte un éclairage économique sur l'ensemble de ces divergences, en soulignant les atouts et limites de l'écolabellisation. Dans les chapitres 1 et 2 de la partie II, nous examinons les implications de la délégation, par le consommateur, de la définition des propriétés environnementales des biens et de l'asymétrie d'information entre consommateurs et vendeurs sur les qualités

environnementales des biens. Le chapitre 4 de la partie II, analyse l'achat de produits écolabellisés en rapport avec la contribution à un bien à caractère public.

Chapitre 4

L’écolabellisation : atouts et limites

Le chapitre précédent, décrivant le principe de fonctionnement de l'écolabellisation, nous a permis d'évoquer brièvement plusieurs atouts et limites de l'écolabellisation. Dans ce chapitre, nous en analysons certains de manière plus approfondie. Dans la section A, les atouts sont envisagés *a priori*, du fait de la configuration de l'instrument, par comparaison avec les autres instruments des politiques d'environnement. Cette section sera assez succincte étant donné qu'elle complète la discussion du chapitre 2 sur les atouts des accords volontaires et du chapitre 3 concernant le principe de fonctionnement de l'écolabel. Nous examinons (i) l'avantage concurrentiel fourni aux firmes, (ii) la possibilité d'impliquer directement un nouvel acteur, le consommateur, et enfin (iii) une configuration de l'écolabel qui permet un raisonnement multi-étape et multicritère dans une logique d'amélioration continue. L'objectif n'est pas de disqualifier les autres instruments mais plutôt de situer l'écolabellisation par rapport à eux. Nous soulignons les limites dans les sections B et C. Dans les faits, l'écolabellisation remplit en effet difficilement ses objectifs du fait de plusieurs facteurs. Dans la section B, nous développons trois points. (i) L'instrument se base sur une méthodologie subjective de définition et d'évaluation des critères environnementaux, ce qui peut favoriser le développement d'écolabels trompeurs. (ii) La définition des critères environnementaux de l'écolabel permet aux firmes d'endogénéiser et donc d'agir sur les coûts de mise en conformité avec les critères de l'écolabel. (iii) L'introduction d'un écolabel peut, dans certains cas, aboutir à un contre-effet sur l'environnement. Dans la section C, un type particulier de contre-effet est analysé : la surconsommation de produits écolabellisés du fait de leurs caractéristiques environnementales par unité de produit menant, dans certains cas, à un impact environnemental global supérieur. Nous introduisons le concept d'élasticité environnementale qui mesure la variation de la demande d'un produit en fonction de la variation de l'impact environnemental de ce produit. Le principe de l'écolabel est d'encourager à la consommation de produits écolabellisés dont les impacts environnementaux sont moindres *par unité de produit*. Cependant, si la quantité totale de produits écolabellisés consommés augmente du fait de la valorisation des caractéristiques environnementales par unité de produit par les consommateurs, l'effet global sur l'environnement (quantité de produits consommés x impact environnemental *par unité de produit*) peut être identique, sinon supérieur, à

l'impact environnemental global avant l'introduction de l'écolabel. Ce contre-effet est généralisable à d'autres situations tels que les contre-effets sur la santé des produits allégés ou des cigarettes à faible taux de nicotine si la quantité consommée augmente. Cela souligne une caractéristique saillante de l'écolabellisation : elle est basée sur la consommation et ne remet pas fondamentalement en question les modes de vie. Ainsi, avec l'introduction d'un écolabel, les alternatives sont l'achat d'une voiture conventionnelle ou l'achat d'une voiture plus respectueuse de l'environnement, alors qu'elles pourraient être l'achat d'une voiture conventionnelle ou la décision de prendre le bus.

A. L'ECOLABELLISATION : DEPASSEMENT DES LIMITES DES AUTRES INSTRUMENTS DES POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT ?[44]

L'écolabellisation appartient principalement à la troisième catégorie d'instruments de politiques d'environnement. En effet, elle joue d'abord sur ce double mécanisme, en faisant appel au volontariat des firmes et aux signaux informationnels sur le marché. Néanmoins, l'écolabel fait aussi appel à l'éthique et vise à modifier les conditions du marché, à l'instar des incitations économiques, mais sans s'imposer aux entreprises, d'où la possibilité de proximités avec les instruments économiques. Nous explorons quelques limites susceptibles d'être dépassées ou levées par l'écolabellisation.

Les deux objectifs visés par l'écolabel sont la promotion de l'offre et de la demande de produits respectueux de l'environnement. L'écolabel peut constituer une stratégie *"win-win-win"*, "gagnante" à la fois pour les firmes, les consommateurs et l'environnement (a) en donnant un avantage concurrentiel aux firmes postulant à son attribution, (b) en permettant aux consommateurs éco-sensibles d'obtenir des produits plus proches de leurs préférences et (c) en entraînant une amélioration effective de l'environnement par une configuration multicritère et multi-étape.

a. La différenciation environnementale : bénéfices pour les firmes

Devenant une réponse à une demande du marché, la préservation de l'environnement, à travers l'écolabellisation, n'est plus envisagée comme une contrainte pesant sur les charges de la firme mais comme le produit d'une démarche volontaire, proactive susceptible d'amener de nombreux bénéfices.

[44] Cette section a été rédigée en collaboration avec Grolleau G., Thiébaut L., dans Bougherara et al. (2002).

L'obtention de l'écolabel pour ses produits peut fournir à la firme un avantage concurrentiel par une diminution de ses coûts de production, à travers des gains d'efficience. C'est d'ailleurs, à l'origine, dans une optique de gains de ressources que la démarche de l'analyse de cycle de vie a été mise en œuvre. Par ailleurs, les bénéfices peuvent être en terme de signal de bonnes performances environnementales donné aux partenaires. Ainsi, Segerson et Li (1999) rapportent que les organismes de prêts peuvent être plus disposés à accorder des prêts aux firmes faisant montre d'une bonne performance environnementale. De même, l'Ecolabel Européen prévoyant de s'appuyer sur les achats publics, l'obtention de l'écolabel pourrait alors signifier l'accès à ces marchés. Enfin, l'écolabel permet l'accès à d'autres marchés, ceux des biens de consommation finale sur le segment éco-sensible.

En effet, l'écolabel crée de la valeur pour la firme, accroît sa compétitivité par la différenciation de ses produits par rapport aux concurrents et lui permet d'échapper à une concurrence en prix en favorisant un choix préférentiel de ses produits par les consommateurs et/ou par la capture d'un surprix pour ses écoproduits. L'enjeu pour la firme peut être sa pérennité dans le cas des instruments contraignants et la maîtrise des coûts dans le cas des instruments économiques. Le principe et le niveau de la contrainte, qui est le moteur des instruments classiques, sont au cœur du débat sur leur efficacité : leur caractère insuffisamment dissuasif. Il est souvent dénoncé des condamnations pénales de faible montant pour infraction à la réglementation et des redevances dont le niveau modeste est plus piloté par l'objectif de pérennité des recettes, avec le souci de ne pas pénaliser les activités, que par celui d'inciter les activités à réduire leurs impacts environnementaux (voir la discussion du chapitre 2, partie I, sur les limites des instruments économiques). L'écolabel, permet de faire jouer un autre levier incitatif à la préservation de l'environnement : la conquête de nouveaux marchés sur le segment éco-sensible des consommateurs dont le consentement à payer peut engendrer des rentes conséquentes. D'autant plus que la sélectivité, paramètre fixant la part de marché des produits écolabellisés, crée des barrières institutionnelles à l'imitation, renforçant ainsi la rente environnementale (voir le chapitre 1 de cette partie).

b. De la "participation du public" à la participation effective des consommateurs

Un des points communs aux instruments classiques est de placer l'autorité qui manie l'instrument face à une seule catégorie de cible, en général, la firme. Le consommateur est ainsi incité à réduire sa consommation par un signal "prix". Cependant, le montant des contraintes subies par les firmes est souvent trop faible pour induire un prix dissuadant le consommateur d'acheter ou l'incitant à se reporter sur d'autres produits. Les instruments classiques sont élaborés au niveau gouvernemental et l'individu agit en faveur de l'environnement essentiellement à travers ses choix politiques et parfois, par des canaux plus étroits : associations, manifestations, etc.

L'écolabellisation s'appuie sur la composante éthique du comportement du consommateur, lui permettant d'exprimer des choix citoyens par ses achats. Les consommateurs peuvent ainsi récompenser les firmes respectant l'environnement (*buycott*) et non plus uniquement agir par des boycotts, sanctionnant les comportements des firmes polluantes[45]. La littérature marketing parle de *pull marketing*. La contribution des consommateurs s'avère être une participation plus active que celle définie dans le principe de participation, principe "selon lequel chaque citoyen doit avoir accès aux informations relatives à l'environnement, y compris celles relatives aux substances et activités dangereuses" (Loi n°95-101, 02/02/95). Il s'agit, dans cette définition, plus d'un principe de droit à l'information que de l'organisation d'une participation active.

c. La configuration des instruments pour l'amélioration de l'environnement

L'écolabel est configuré afin de mener à une amélioration effective de l'environnement. Il est souvent multicritère et multiétape et s'inscrit dans une dynamique d'amélioration continue par sévérisation progressive des critères environnementaux.

- *une configuration multicritère*

La plupart des instruments des politiques d'environnement s'inscrivent dans des logiques par compartiments : loi et directive-cadre sur l'eau, l'air, les déchets, etc. La législation "installations classées" constitue une exception dont le correspondant européen explicite le rôle transversal, la "réduction intégrée de la pollution" (directive IPPC 96/61) qui vise à réduire la pollution sur un ensemble plus large de compartiments.

- *une configuration multiétape*

Les instruments classiques sont souvent centrés sur une étape du cycle de vie des produits ou de la chaîne de pollution. Les directives européennes sur l'eau auront remonté leur cible depuis les objectifs de qualité des milieux, à la fin des années 70, jusqu'aux valeurs limites d'émission, dans les années 90, avant de les combiner dans la directive cadre de 2001. Les incitations économiques se basent sur les prélèvements dans le milieu, les rejets ou les produits qui à une étape de leur cycle de vie, posent un problème d'environnement. L'écolabellisation s'appuie, elle, sur un bilan "du berceau à la tombe", une analyse de cycle de vie permettant d'éviter ainsi les transferts de pollution d'un compartiment de l'environnement à un autre et d'une étape du cycle de vie à une autre.

[45] Voir notre discussion sur le comportement du consommateur quant à l'achat d'écoproduits dans la partie II.

- un principe d'amélioration continue

Enfin, on peut opposer l'inertie des réglementations au principe d'amélioration continue par révisions régulières des critères d'écolabellisation. Cette révision permet de prendre en compte non seulement les évolutions de la structure du marché mais aussi les évolutions technologiques du secteur pour contribuer à une amélioration de l'environnement de plus en plus exigeante.

Sous beaucoup d'aspects, l'écolabellisation peut permettre, du moins dans son principe, de dépasser les limites des autres instruments de politiques d'environnement. Mais, cet instrument est, lui aussi, sujet à des limites.

B. LIMITES DE L'ECOLABELLISATION[46]

Malgré son principe assez séduisant l'écolabellisation se heurte dans les faits à des difficultés pour plusieurs raisons dont trois sont exposées ici. (i) L'instrument se base sur une méthodologie subjective de définition et d'évaluation des critères environnementaux, ce qui peut favoriser le développement d'écolabels trompeurs. (ii) La définition des critères environnementaux de l'écolabel permet aux firmes d'endogénéiser les coûts de mise en conformité avec les critères de l'écolabel. (iii) L'introduction d'un écolabel peut, sous certaines conditions, aboutir à un contre-effet sur l'environnement.

a. Prolifération potentielle d'écolabels trompeurs

Nous avons examiné l'analyse de cycle de vie dans le chapitre précédent et montré que cette méthodologie amène à faire des choix arbitraires concernant les actions correctives à apporter, telles que les compartiments environnementaux à favoriser. Du fait de l'incapacité des consommateurs à vérifier la qualité environnementale des produits, les allégations environnementales sont particulièrement sujettes à manipulation par les firmes. Les discussions sur la validité d'un écolabel sont souvent des discussions d'experts.

Par exemple, des analyses de cycle de vie partielles ont servi à des fins publicitaires. La non-prise en considération de l'ensemble des étapes et critères environnementaux a mené à la promotion d'allégations, de nature à induire en erreur du fait par exemple de la possibilité d'un transfert de pollution à une autre étape du cycle de vie. Ainsi, une vive polémique est apparue aux Etats-Unis concernant le choix, en terme de préservation de l'environnement, des couches lavables ou jetables

[46] Cette section a été rédigée en collaboration avec Gilles Grolleau et Luc Thiébaut dans Bougherara et al. (2002).

(voir encadré I.4.1, la "guerre des couches-culottes"). En France, un autre débat a entouré la labellisation "sans phosphates" des lessives. Il opposait Henkel (lessive "Le chat") et Rhône Poulenc (voir encadré I.4.2, la "bataille des lessives"). Ces deux affaires ont jeté le discrédit sur l'analyse de cycle de vie et montré que si elle est mal menée, ses résultats dépendent de son commanditaire.

Encadré I.4-1 : La "guerre des couches-culottes" (Blouet et Rivoire, 1995)[47]

En Grande-Bretagne, en mai 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 commandent une nouvelle étude, qui conclut à la non validité des ACV du fait, entre autres, de l'omission de certaines étapes du cycle de vie. Aux Etats-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.

Encadré I.4.2 : La "bataille des lessives" (Personne, 1998)[48]

Au début des années 90, la société Henkel a lancé sa lessive "Le Chat" sans phosphates qu'elle présentait comme respectueuse de l'environnement, puisque les phosphates provoquent une eutrophisation des cours d'eau. Rhône Poulenc a porté plainte contre Henkel en contestant la validité de cette allégation. L'argument était que pour remplacer les phosphates, Henkel utilise des zéolites qui présentent un risque pour l'environnement puisqu'ils ne sont pas biodégradables. L'issue de ce débat a été la condamnation de ces deux sociétés : Henkel a été condamnée à cesser d'associer la mention "sans phosphates" à la préservation de l'environnement, et Rhône Poulenc à verser des dommages et intérêts.

Il est vrai que ces cas sont concomitants à la publication par la SETAC des règles de bonnes pratiques concernant l'ACV. Cependant, ils illustrent relativement bien les éléments qui peuvent opposer les firmes concernant le choix des étapes du cycle de vie ou des critères environnementaux. L'écoétiquetage par les firmes joue souvent sur une définition vague du contenu environnemental et des affirmations induisant en erreur le consommateur.

Carlson et al. (1993) ont réalisé une étude dans laquelle trois "juges" ont été chargés de relever les publicités relatives à l'environnement, apparaissant dans 18 titres de presse populaire et environnementale entre 1989 et 1990. Ils ont identifié plus de 100 publicités faisant référence à

[47] Blouet A., Rivoire E., 1995, L'écobilan, Dunod, Paris, 212p.

[48] Personne M., 1998, Contribution à la méthodologie d'intégration de l'environnement dans les PME-PMI : Évaluation des performances environnementales, **Thèse de Doctorat**, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 289p.

l'environnement. Le principe consistait en un classement des allégations selon quatre critères : allégation vague ou ambiguë (ex : "produit respectueux de l'environnement"), omission d'informations sur l'impact environnemental d'autres substances contenues dans le produit (ex : "produit sans CFC"), allégation fausse et allégation acceptable. 42% de l'ensemble des allégations ont été jugées vagues ou ambiguës, 10% omettaient certains impacts environnementaux, 8% ont été jugées fausses et 40% étaient acceptables.

De la même manière, Leubuscher et al. (1998, pp.12-13)[49] notent la prolifération d'un éco-étiquetage trompeur dans une étude réalisée sur l'ensemble des pays de la Communauté Européenne. Ils constatent l'utilisation d'allégations vagues et de logos ayant l'apparence de pictogrammes officiels (*official looking logos*). Une étude de Consumers International (1999)[50], sur dix pays, souligne les principaux problèmes rencontrés avec l'éco-étiquetage : les allégations sont souvent trop vagues, ne se basent pas sur un raisonnement sur l'ensemble du cycle de vie, ne sont pas vérifiables et sont trop nombreuses.

b. Endogénéisation des coûts de mise en conformité avec les critères de l'écolabel

Par son processus en deux phases, l'écolabellisation permet d'abord une définition des critères puis une attribution éventuelle de l'écolabel. Différents groupes d'intérêts participent et négocient les critères d'écolabellisation. Pendant cette phase de négociation, le niveau des critères, et donc le niveau de sélectivité des critères de l'écolabel, est fixé de telle manière que seuls 5 à 30% des produits du marché (au sein de la catégorie de produits) puissent *a priori* obtenir l'écolabel. La définition de la sélectivité qui ressort du règlement concernant la révision de l'Ecolabel Européen est la suivante : la sélectivité désigne le caractère sélectif des critères de l'écolabel, dans le sens de fixation d'un niveau de performances environnementales qui opère un choix parmi les produits. C'est cette acception que nous conservons. Comme indiqué dans le chapitre précédent, la sélectivité est un compromis puisqu'elle doit être suffisamment élevée, pour permettre une différenciation des produits (niveau élevé des critères environnementaux) mais, suffisamment faible pour permettre l'écolabellisation d'un

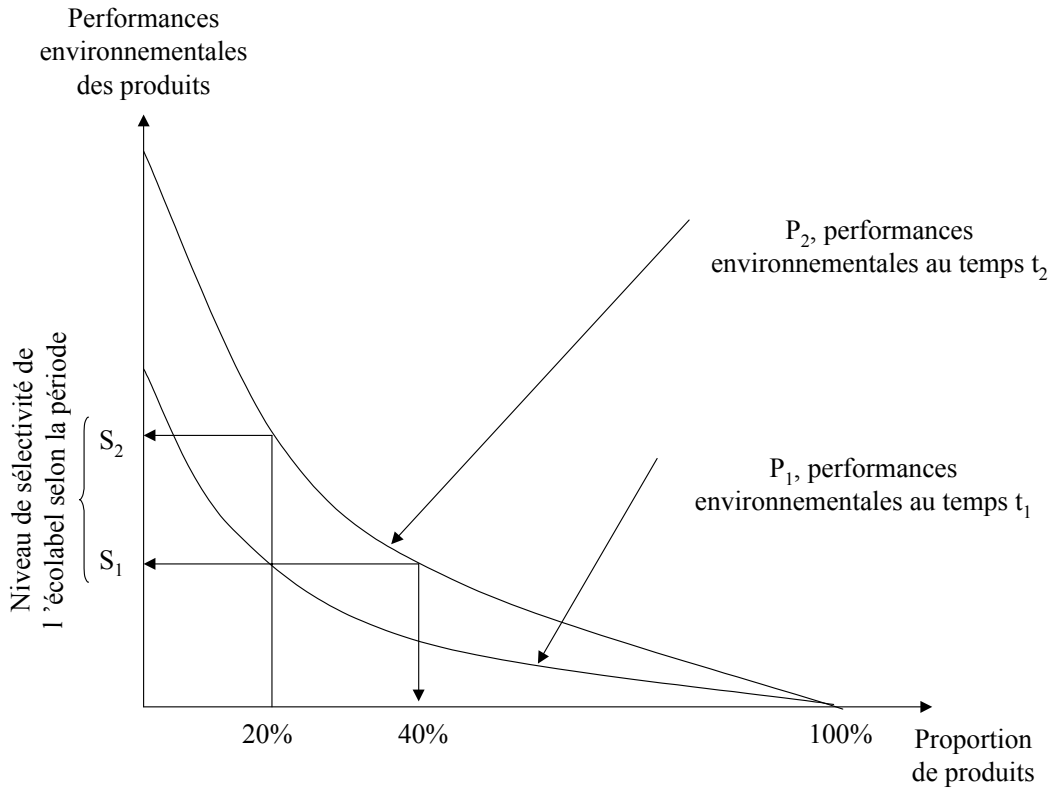
[49] Leubuscher S., Hager W., Wattiez, J., Mombrù JF., Liaska E., 1998, Study on Verification and Control of Environmental Product Claims, Final Report by Prospect C&S for DG Health and Consumer Protection, 71p.

[50] Consumers International, 1999, Green Claims : Environmental Labels on Products and Packaging in the Shops, an International Study, 50p.
L'étude a été menée sur les pays suivants : l'Australie, l'Autriche, la Belgique, la Chine, le Danemark, l'Allemagne, les Pays-Bas, la Suède, le Royaume-Uni et les Etats-Unis.

certain nombre de produits, et donc favoriser la visibilité de l'écolabel sur le marché (niveau faible des critères environnementaux). Les critères sont régulièrement sévérisés selon un principe d'amélioration continue, pour tenir compte de l'évolution du marché et de l'évolution technologique.

La figure I.4.1 représente la proportion de produits sur le marché répondant à chaque niveau de performances environnementales pour deux périodes t_1 et t_2 avec $t_1 < t_2$. Plus les performances environnementales des produits sont élevées, plus la proportion de produits répondant à ces exigences est faible. De même, on peut supposer que du fait de l'évolution technologique du secteur, les performances environnementales des produits augmentent avec le temps, $P_1 < P_2$. Si on fixe la proportion de produits éligibles à l'écolabel au temps t_1, à un niveau de 20%, on obtient le niveau de sélectivité S_1. Avec le temps, en t_2, 40% des produits seront éligibles à l'écolabel. Après révision des critères au temps t_2, la sélectivité augmente et prend la valeur S_2 qui correspond à l'éligibilité d'au plus, 20% des produits.

Figure I.4.1 : Fixation de la sélectivité des critères de l'écolabel et amélioration continue

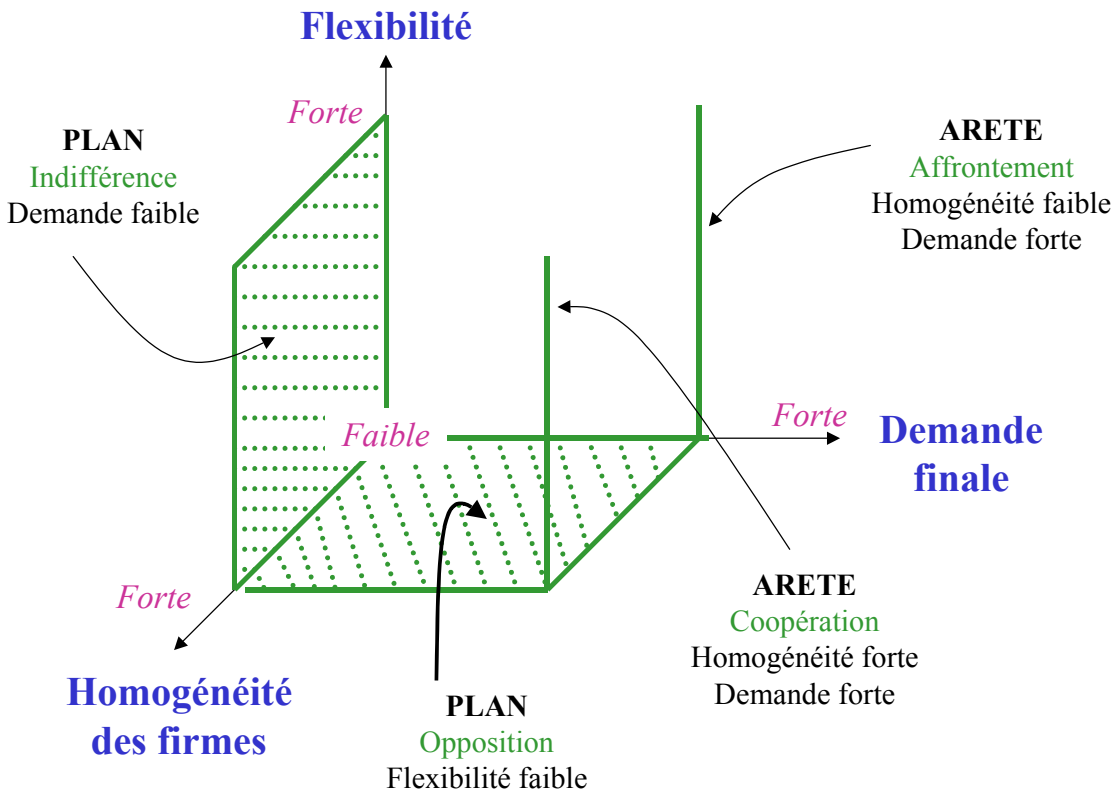


On comprend grâce à cet exemple l'importance du critère de sélectivité pour l'ensemble des firmes de l'industrie. Fixer le niveau de sélectivité revient à fixer, pour chaque firme, les coûts d'accès aux critères d'écolabellisation. Ces coûts deviennent endogènes au processus de qualification des biens puisqu'ils ne sont pas déterminés par le marché, mais par négociation entre les différents groupes

d'intérêts (Nadaï,1998a). Chaque firme aura donc intérêt à fixer un niveau de sélectivité de manière à ce que les critères environnementaux s'approchent de ses propres critères afin d'obtenir l'écolabel à un coût nul. La phase de négociation des critères devient alors un lieu de capture des critères par les différents groupes d'intérêts (ensemble d'agents aux coûts d'innovation environnementale identiques) (Stigler, 1971).

Du fait de ce comportement des firmes, Nadaï (1998b) identifie quatre "idéal-types" de comportements d'industries qui se sont manifestés dans le cas de l'Ecolabel Européen. Ils apparaissent sur la figure I.4.2. Trois variables, prenant une valeur faible ou forte, permettent de définir le comportement de l'industrie : . (i) *la flexibilité des firmes de l'industrie :* Elle correspond au niveau des coûts d'innovation environnementale et reflète la flexibilité technologique des firmes de l'industrie. (ii) *l'homogénéité des firmes* par rapport à leur coûts d'innovation environnementale : si les firmes de l'industrie ont des coûts relativement homogènes, elles ont des intérêts communs dans la négociation et sont susceptibles de s'allier pour promouvoir la création de l'écolabel ou au contraire pour s'y opposer. (iii) *la demande finale :* elle détermine la possibilité plus ou moins grande de valoriser l'écolabel auprès de la demande finale. Grâce à ces trois variables, on construit, sur la figure I.4.2, un cube sur lequel apparaissent les quatre "idéal-types" : deux faces du cube représentent l'indifférence et l'opposition et deux arêtes représentent l'affrontement et la coopération.

Figure I.4.2 : "Idéal-types" de comportement des firmes d'une industrie lors de la phase de négociation des critères de l'écolabel



- La coopération des firmes de l'industrie

Les firmes de l'industrie sont assez homogènes dans la gamme de produits qu'elles proposent et dans leurs coûts d'accès à l'écolabel. La négociation concerne alors les bénéfices de l'instauration d'un écolabel et le choix des produits de la gamme. Les négociations sur la catégorie de produits "peintures et vernis" correspondent à ce modèle.

- L'affrontement des firmes de l'industrie

Les firmes de l'industrie sont hétérogènes et chaque firme correspond à une gamme de produits. Dans ce cas, l'exclusion d'un produit du dispositif d'écolabellisation signifie l'exclusion d'une firme. Les firmes se regroupent alors par intérêts communs et s'affrontent. Chaque groupe d'intérêts cherchent à influencer les types et les niveaux de critères de l'écolabel ainsi que les types de tests requis afin à la fois de diminuer ses coûts d'obtention de l'écolabel et d'augmenter les coûts de ses concurrents (Salop et Scheffman, 1983). Ce modèle correspond à la négociation pour la catégorie de produits "détergents" qui a duré quatre ans et à l'issue de laquelle aucune firme n'a demandé l'attribution de l'écolabel. Les firmes ont été soupçonnées de collusion. Certaines firmes ont cherché à imposer un test de biodégradabilité des composants ultimes et de toxicité de long terme, qui se révélait coûteux pour les petites firmes (Nadaï, 1998a).

- L'indifférence des firmes de l'industrie

Lorsque la demande finale du produit écolabellisé est faible, les firmes ne sont pas incitées à demander l'écolabel. Ce fut le cas des catégories de produits "lave-linge" et "lave-vaisselle" pour lesquels les industriels considéraient que l'écolabel n'apportait pas d'information supplémentaire.

- L'opposition des firmes de l'industrie

Ce dernier type apparaît sous la forme d'une opposition de principe de la part de l'industrie à l'établissement d'un écolabel. L' opposition s'explique par l'affrontement du groupe des firmes avec le réglementeur. La fixation des critères environnementaux détermine les coûts, pour les firmes, de mise en conformité avec l'écolabel. Lorsque les coûts d'innovation environnementale sont élevés, c'est-à-dire lorsque la flexibilité des firmes est faible, l'industrie s'oppose à ce que le réglementeur ait une influence sur les critères et donc sur leurs coûts. L'écolabel pour les catégories "produits papetiers", "laques pour cheveux", "piles" et "détergents" a été sujet à ce type de comportement de la part des firmes et de leurs représentants.

Notons que le fonctionnement de la phase de définition des critères a d'autres implications. Les critères environnementaux sont fixés par négociation avec les industriels déjà présents sur le marché. L'écolabel est alors défini en fonction de la zone géographique considérée, par exemple la Communauté Européenne, et reflète ainsi à la fois les intérêts économiques des acteurs de cette zone mais aussi les intérêts environnementaux sur la zone géographique. Or, 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 contesté l'Ecolabel Européen pour cette catégorie de produit. 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. Et ses efforts de replantation des forêts ne sont, par contre, pas pris en compte dans les critères de l'écolabel (Ayasami, 1996)[51].

Cette discussion montre combien la nature et le comportement des parties en présence, dans la phase de négociation, influencent les résultats économique et environnemental de l'écolabellisation. Dans la section suivante, nous considérons l'efficacité environnementale des programmes d'éco-étiquetage.

[51] Bien que ce ne soit pas l'objet de notre discussion ici, notons que l'écolabel a des implications en termes de commerce international. Il est accusé de créer des barrières non tarifaires aux échanges.

c. Efficacité environnementale de l'écolabellisation

Malgré le "manque d'analyses théoriques et empiriques permettant de vérifier ou de prédire l'efficacité [de l'écolabel] à réduire l'offre de 'produits polluants'" (Dosi et Moretto, 2001), il est possible d'entrevoir plusieurs limites à sa capacité à préserver l'environnement. Selon Matoo et Singh (1994), au niveau macroéconomique, l'écolabel peut mener à une augmentation de l'offre de produits polluants et entraîner un contre-effet sur l'environnement (voir encadré I.4.3). L'analyse théorique de ces auteurs est intéressante quant à l'effet pervers de l'écolabel qu'elle met en évidence. L'écolabel peut, dans certains cas, mener à une augmentation de l'offre de produits polluants. Cependant, il est difficile de mettre en œuvre les préconisations de l'article. En effet, cela suppose la connaissance du prix d'équilibre du marché indifférencié. Or, il ne peut pas être déterminé après l'introduction de l'écolabel, puisqu'alors le marché indifférencié n'existe plus. Il ne peut pas non plus être déterminé avant l'introduction de l'écolabel puisqu'alors la demande des consommateurs préoccupés par l'environnement ne peut s'exprimer. De même, Dosi and Moretto (2001) considèrent les effets d'un programme d'écolabellisation sur l'incitation des firmes à innover et à investir dans une technologie respectueuse de l'environnement. Ils montrent que l'introduction d'un programme d'écolabellisation peut augmenter l'investissement dans les technologies conventionnelles polluantes, en cas de spillovers réputationnels, par exemple lorsque l'écolabel projette une image positive non seulement sur le produit respectueux de l'environnement mais aussi sur le produit conventionnel.

Encadré I.4.3 : Modèle de Matoo et Singh (1994)

Le modèle considère 2 types de consommateurs, préoccupés par l'environnement (*concerned*, désignés par l'indice "f") ou non (*unconcerned*, indice "u") et deux types de produits, respectueux de l'environnement (*friendly*, indice "f") ou non (*unfriendly*, indice "u").
Les consommateurs préoccupés par l'environnement n'achètent que des produits f (respectueux de l'environnement). Leur demande $D_f(p,e)$ est fonction du prix p des produits et de la variable e qui vaut E lorsqu'il existe des produits f sur le marché et 0 sinon.
Les consommateurs non préoccupés par l'environnement achètent indifféremment l'un ou l'autre des produits, u ou f. Leur demande $D_u(p)$ n'est fonction que du prix p. Les fonctions de demande sont continues, décroissantes et monotones. Le consommateur préoccupé est disposé à payer plus pour un produit respectueux de l'environnement $D_f(p,0)<D_f(p,E)$.
L'offre de produits f, $S_f(p)$, et l'offre de produits u, $S_u(p)$, sont fonction du prix, p.

En l'absence d'écolabel, l'équilibre est déterminé par l'égalisation de l'offre et de la demande :

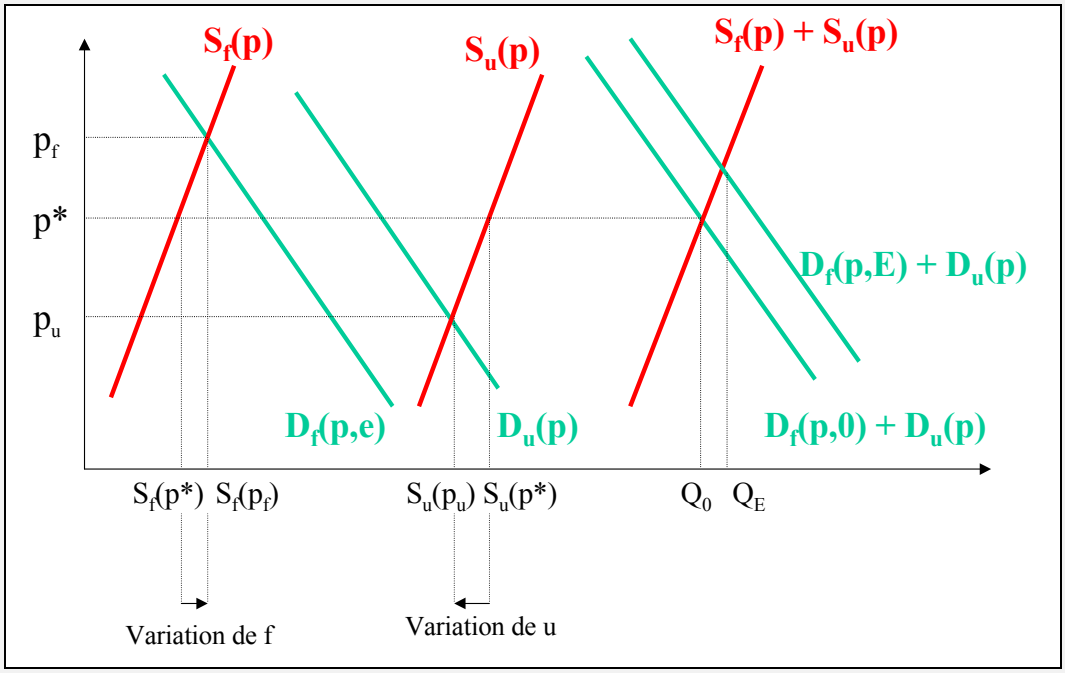
$$D_f(p,0) + D_u(p) = S_f(p) + S_u(p)$$

A l'équilibre, le prix est p* et la quantité produite $S_u(p^*)$.
A p*, deux situations peuvent apparaître :
- soit $D_f(p^*,0) > S_f(p^*)$ et alors, $D_u(p^*) < S_u(p^*)$
- soit $D_f(p^*,0) \leq S_f(p^*)$ et alors, $D_u(p^*) \geq S_u(p^*)$

Avec l'introduction d'un écolabel, à l'équilibre, il y a, à présent, deux prix, un pour chacun des types, p_f et p_u. On reprend les deux cas précédents.

- soit à p*, $D_f(p^*,E) > S_f(p^*)$: il y a excès de demande comme sur la figure I.4.3.

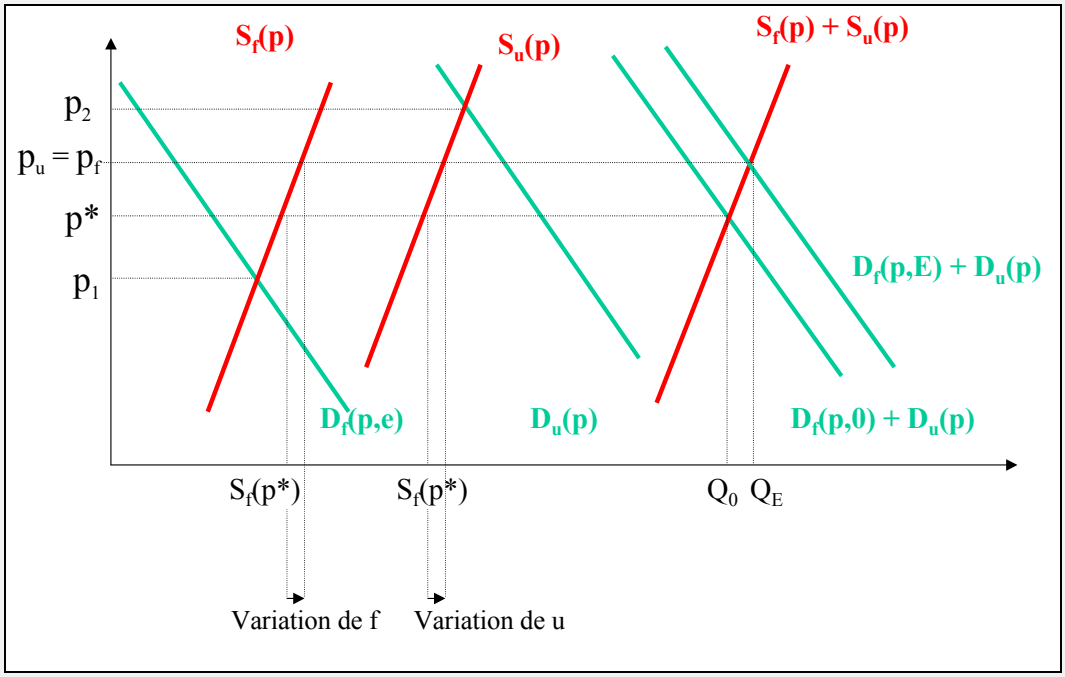
Figure I.4.3 : Cas où l'écolabel a un effet positif sur l'environnement



Dans ce cas, $p_f \geq p_u$, la demande pour les produits non respectueux de l'environnement diminue et celle pour les produits respectueux de l'environnement augmente. L'écolabel remplit son rôle dans ce cas.

- soit à p*, $D_f(p^*,E) \leq S_f(p^*)$, il y a excès d'offre comme sur la figure I.4.4.

Figure I.4.4 : Cas où l'écolabel a un contre-effet sur l'environnement



Le prix de f devrait être p_1 et celui de u, p_2. Dans ce cas, on devrait avoir $p_1 \leq p_2$. Ce n'est pas un équilibre car alors, les acheteurs non préoccupés par l'environnement vont se rabattre sur les produits respectueux de l'environnement jusqu'à ce que $p_f = p_u$. Le prix s'établit donc à ce niveau comme indiqué sur la figure. A ce prix la demande augmente pour chacun des deux produits et l'écolabel n'a pas rempli son objectif.

Ainsi, l'écolabel encourage la demande de produits respectueux de l'environnement et décourage la demande de produits conventionnels tant qu'il y a excès de demande par rapport à l'offre, au prix du

marché indifférencié p*, pour les produits respectueux de l'environnement. Cette dernière condition correspond à une mesure de sélectivité des critères de l'écolabel.

D'autres effets pervers de l'écolabellisation peuvent provenir du fait que l'écolabel est un instrument basé sur le marché et qu'il suppose l'existence d'une demande finale afin de valoriser les efforts environnementaux des firmes. En l'absence de cette possibilité, l'incitation des firmes à adopter l'écolabel est faible et celles-ci peuvent adopter un comportement d'indifférence vis-à-vis de l'écolabel. Un autre exemple est rapporté par Ventère (1995, pp.69-70)[52] concernant l'écolabellisation de la catégorie de produits "lave-vitres" pour l'écolabel canadien. Les études préliminaires à la création de l'écolabel pour cette catégorie de produits ont conclu que la solution la plus écologique à service rendu identique était de mélanger du vinaigre et de l'eau. Même si un fabricant produisait une solution "eau + vinaigre" pour la commercialiser, il serait encore possible de réduire les impacts environnementaux. Il suffirait de laisser les consommateurs réaliser le mélange chez eux afin d'éviter les impacts du transport et de l'emballage. L'écolabel n'a donc pas été créé pour cette catégorie de produits parce que mettre en place la solution la plus écologique revient à faire disparaître le marché des produits laves-vitres. Enfin, l'écolabel est dans une logique de différenciation des produits au sein de la même catégorie de produits. Il propose au consommateur d'acheter un produit rendant le même service que le produit conventionnel mais ayant un impact moindre sur l'environnement. Il ne se place pas dans une logique de changement de mode de consommation (vinaigre pour laver les vitres plutôt que lave-vitres). Nous examinons cet aspect particulier dans la section C.

L'ensemble de l'analyse de la section B fait apparaître d'autres caractéristiques de l'écolabel susceptibles de constituer des limites, celles provenant du fait que l'écolabel s'appuie sur le consommateur : l'asymétrie d'information entre firmes et consommateurs, la surcharge informationnelle du fait de la prolifération de labels en général mais aussi d'écolabels, le caractère public des caractéristiques environnementales des biens qui peuvent mener à des comportements de passagers clandestins. Nous examinons ces trois limites dans la partie II.

[52] Ventère J.P., 1995, La qualité écologique des produits, AFNOR, Editions Sang de la Terre, 182p.

C. L'ÉCOLABELLISATION : UN INSTRUMENT QUI REPOSE SUR LA CONSOMMATION[53]

La labellisation crédible des produits est souvent considérée comme une politique efficace permettant d'éclairer les choix, notamment dans le cas des biens de croyance[54] comme les produits allégés, les cigarettes à faible taux de nicotine, les bières à faible taux d'alcool ou les crèmes solaires (niveau de protection contre les rayons nocifs). De la même manière, l'écolabellisation est souvent présentée comme un instrument de politiques qui permet de réduire, bien que partiellement, les pressions sur l'environnement. Le principe est que les écolabels fournissent une information environnementale qui permet aux consommateurs de différencier les produits, et d'exprimer leurs préférences en achetant les produits qui ont un impact moindre sur l'environnement. Du côté des producteurs, l'écolabel vise à fournir une incitation à prendre en compte l'environnement. Les résultats attendus d'une telle politique sont une amélioration de la qualité globale de l'environnement (Morris and Scarlett, 1997)[55]. Dans certains cas, cependant, l'écolabellisation peut avoir des effets pervers sur l'environnement.

Nous montrons que l'introduction d'un écolabel peut inciter les individus à consommer plus et dans certains cas, l'effet global sur l'environnement en présence d'un écolabel peut être pire que la situation initiale sans écolabel. Un exemple simple permet d'exposer le principe de cet effet pervers. Supposons que le marché pour un bien soit en équilibre au prix p et pour la quantité d'équilibre à 100 unités de bien. Ce bien indifférencié a un impact environnemental par unité de bien de 0,5. A l'équilibre, l'impact environnemental pour l'ensemble des unités échangées est alors de 50. Supposons à présent l'introduction d'un produit écolabellisé, donc ayant un impact par unité de produit moindre sur l'environnement, au même prix que précédemment. L'impact environnemental par unité de bien est à présent 0,4. Supposons, de manière schématique, qu'il y ait parfaite substitution entre les deux biens et que tous les consommateurs ont des préférences pour l'environnement, ceux-ci n'achètent que le produit écolabellisé qui devient alors le seul produit disponible sur le marché. *Supposons de plus que l'introduction du bien écolabellisé entraîne une augmentation de la quantité individuelle consommée*

[53]Cette section a été rédigée en collaboration avec Grolleau G., Thiébaut L., dans Bougherara et al. (2003c).

[54] Les biens de croyance sont des biens pour lesquels les consommateurs ne peuvent déterminer la qualité ni à travers l'inspection du produit ni à travers sa consommation et son utilisation. Souvent, des mécanismes tels que l'intervention de tierces parties sont nécessaires pour fournir une information crédible au consommateur (voir les chapitres 1 et 2, partie II).

[55] Morris J., Scarlett L., 1997, Buying Green: Consumers, Product Labels and the Environment, Reason Public Policy Institute.

(par exemple, du fait d'une diminution du sentiment de culpabilité par rapport aux impacts environnementaux individuels). Si cette augmentation dépasse au total un certain seuil, dans notre exemple un seuil de 125 unités, l'impact global sur l'environnement sera plus important après l'introduction d'un programme d'écolabellisation. En effet, si les individus consomment à présent au total 130 unités de bien, alors l'impact global est de 52 (130 x 0,4) soit un impact supérieur à l'impact initial de 50. Même si cet exemple semble schématique, l'effet pervers qu'il illustre correspond à une réelle préoccupation des politiques et des associations impliquées dans les programmes d'écolabellisation (Byron, 2001, p.6; European Environmental Bureau, 2003, p.11)[56]. Exprimée en d'autres termes, l'idée est que l'amélioration de la qualité environnementale par unité de bien peut être annulée par une augmentation de la quantité consommée. Dans notre modèle, les consommateurs se soucient de l'impact environnemental unitaire des produits qu'ils achètent mais pas de l'effet global de leur consommation. Les fabricants ont intérêt, et souvent l'encouragent, à ce que les consommateurs consomment la plus grande quantité possible de leurs produits afin de maximiser leurs profits. Par conséquent, les fabricants ont intérêt à mettre en exergue la qualité environnementale de leur produits,

[56] Byron N., 2001, Environmental Certification and Labelling, The Common Property Resource Digest, 56:5-6.

European Environmental Bureau, 2003, An Environmental NGO Vision Paper Towards a European Integrated Product Policy, 13p.

notamment à travers la publicité. Ils ont peu d'incitation à mettre en évidence les effets pervers potentiels d'une augmentation de la quantité consommée[57].

Dans la suite de la discussion, nous introduisons le concept d'élasticité environnementale. Puis, nous examinons les conséquences possibles, sur l'environnement, de l'introduction d'un programme d'éco-étiquetage dans un modèle simple. Nous identifions les conditions sous lesquelles un effet pervers peut potentiellement apparaître. Ensuite, nous soulignons la pertinence des résultats en termes de politiques. Enfin, nous concluons en insistant sur les nombreuses extensions possibles de notre modèle.

a. Elasticité environnementale de la demande et classification des biens

Nous définissons l'élasticité environnementale de la demande, ε, pour un produit donné comme la variation de la demande d'un produit pour une variation de l'impact environnemental, i, du produit. Nous utilisons l'expression conventionnelle de l'élasticité dans le cas d'une fonction continue et dérivable ; l'élasticité environnementale, ε, est alors donnée par l'expression suivante:

[57] Plusieurs études soulignent les effets pervers potentiels de plusieurs autres types d'allégations. Par exemple, un rapport du Conseil National de la Consommation sur les produits cosmétiques de protection solaire (2000) explique que "les consommateurs [de crèmes solaires] se pensant bien protégés, notamment avec les produits à facteur de protection solaire élevé […] peuvent avoir tendance à s'exposer encore plus longtemps, ce qui leur fait prendre des risques pour leur santé." Un autre exemple concerne les cigarettes "légères". De nombreuses études montrent que ces cigarettes ont un effet plus négatif que positif. Selon une revue de la littérature concernant le comportement des fumeurs, dès la mise sur le marché de ces cigarettes, il est devenu clair que les fumeurs ayant opté pour la consommation de cigarettes "légères" compensaient le faible taux de nicotine en adoptant de nouveaux modes de consommation les menant à consommer la même taux de nicotine qu'avec des marques classiques. L'un des nouveaux modes de consommation évoqués est l'augmentation de la quantité consommée. – (*The Cigarettes Companies and "Safer" Cigarettes – A Long History of Exploiting Consumers Health Concerns to Keep Them Smoking, 2000)* http://tobaccofreekids.org/research/factsheets/pdf/0130.pdf

$$\varepsilon = \frac{\frac{dx}{x_c}}{\frac{di}{i_c}}$$

dx correspond à la variation de la quantité échangée. Pour une fonction discrète, c'est la différence entre la quantité échangée de produit écolabellisé (x_e) et la quantité échangée de produit conventionnel avant l'introduction d'un programme d'écolabellisation (x_c), soit ($\Delta x = x_e - x_c$).

di correspond à la variation de l'impact environnemental des produits. Pour une fonction discrète, c'est la différence entre l'impact environnemental généré par le produit écolabellisé (i_e) et l'impact environnemental généré par le produit conventionnel (i_c), soit ($\Delta i = i_e - i_c$). Notons que $\Delta i < 0$ car le produit écolabellisé a un impact moindre sur l'environnement, $i_e < i_c$.

Dans notre exemple introductif, la valeur absolue de l'élasticité était supérieure à 1, puisqu'elle valait -1,5. Dans une première approche, nous considérons que l'écolabellisation des produits n'affecte que l'impact sur l'environnement (et sa perception) généré par le produit et n'a pas d'impact sur les autres qualités du produit.

Selon la valeur de l'élasticité environnementale, nous proposons une classification des biens comme indiqué dans le tableau I.4.1. Par exemple, un bien dont la demande n'est pas influencée par ses qualités environnementales aura une élasticité nulle ($\varepsilon = 0$), alors qu'un bien dont la demande croit avec ses qualités environnementales aura une élasticité ($|\varepsilon| > 1$).

Valeur absolue de l'élasticité	**ε = 0**	**0 < | ε | < 1**	**| ε | = 1**	**| ε | > 1**
Effet sur la demande de x	La demande est parfaitement inélastique	La demande est inélastique	La demande a une élasticité unitaire	La demande est élastique
	Pas de variation de la quantité consommée x lorsqu'il y a une variation de i	La variation proportionnelle de x est inférieure à la variation proportionnelle de i	La variation proportionnelle de x est égale à la variation proportionnelle de i	La variation proportionnelle de x est supérieure à la variation proportionnelle de i

Tableau I.4.1 : Classification des biens en fonction de leur élasticité environnementale

La classification des biens en fonction de leur élasticité environnementale est particulièrement intéressante pour les décideurs afin de maximiser les fonds alloués aux programmes d'éco-étiquetage pour la préservation de l'environnement. La question est de pouvoir mesurer l'élasticité

environnementale par type de produit. Elle pourrait être mesurée à travers des enquêtes révélant le changement potentiel de comportement d'achat des consommateurs (et ses motivations) après le lancement d'un programme d'éco-étiquetage. Elle pourrait aussi être évaluée à travers des mesures de variations des ventes en magasin. La difficulté réside bien sûr dans le fait d'évaluer le changement de comportement d'achat qui résulte de l'effet pervers que nous étudions et non d'un effet de substitution entre produit conventionnel et produit écolabellisé par exemple.

b. Le modèle

Nous présentons un modèle simple qui permet d'exposer de manière claire et d'isoler l'effet pervers potentiel de l'écolabellisation. Dans une première approche, nous faisons plusieurs hypothèses. (i) Tous les consommateurs ont les mêmes préoccupations environnementales. Leurs préférences sont parfaitement homogènes. (ii) Après l'introduction du programme d'éco-étiquetage, tous les fabricants satisfont aux critères de l'écolabel. Tous leurs produits sont alors écolabellisés. Ainsi, tous les produits disponibles sur le marché après l'introduction du programme d'éco-étiquetage sont écolabellisés. L'impact environnemental par unité de produit écolabellisé, i_e, est inférieur à l'impact environnemental par unité de produit conventionnel, i_c. Ainsi, $i_e < i_c$. (iii) Le changement perçu dans les performances environnementales du produit détermine les quantités demandées. Le changement perçu correspond à une réelle différence entre i_e et i_c. Nous reconnaissons que des éléments tels que les stratégies marketing des firmes peuvent influencer l'amélioration environnementale perçue. Si ces effets existent, ils sont captés, ici, par le concept d'élasticité environnementale. (iv) Le consommateur perçoit parfaitement l'amélioration environnementale par unité de bien consommée mais ne prend pas en compte l'impact de la quantité globale consommée. Cette hypothèse signifie que le consommateur ne compare pas l'impact environnemental de sa consommation globale avant et après l'introduction de l'écolabel, mais prend uniquement en compte l'amélioration environnementale marginale générée par le produit écolabellisé. (v) La production et la commercialisation de produits plus respectueux de l'environnement impliquent souvent des coûts de production et de transaction plus élevés et par conséquent, un prix du produit écolabellisé plus élevé que celui de produit conventionnel. Supposons que la quantité demandée soit fonction de la qualité environnementale i et du prix p. Le prix étant lui même une fonction de la qualité environnementale, la quantité demandée est alors $x = f\left(i, p(i)\right)$. Ici, chaque amélioration environnementale génère une augmentation de coûts pour le fabricant qui est intégralement répercutée sur le prix du marché ($\frac{\partial p}{\partial i} < 0$).

La quantité d'équilibre initiale est x_c et, après l'introduction de l'écolabel, la quantité d'équilibre est x_e. Ainsi, la nouvelle quantité échangée est donnée par :

$$x_e = x_c + dx = \varepsilon \frac{di}{i_c} x_c + x_c \quad (1)$$

$$\text{avec par définition, } \varepsilon = \frac{dx}{di} \frac{i_c}{x_c} \quad (2)$$

En dérivant $x = f(i, p(i))$ par rapport à i, on obtient :

$$\frac{dx}{di} = \frac{\partial x}{\partial i} + \frac{\partial x}{\partial p} \frac{\partial p}{\partial i} \quad (3)$$

$$\varepsilon = \left(\frac{\partial x}{\partial i} + \frac{\partial x}{\partial p} \frac{\partial p}{\partial i} \right) \left(\frac{i}{x_c} \right) \quad (4)$$

Dans l'équation (3), le premier terme est l'effet direct de l'amélioration environnementale sur la demande de x. Ce premier terme est négatif étant données les préférences des individus pour la préservation de l'environnement ($\frac{\partial x}{\partial i} < 0$). Lorsque i diminue, $i + di < i$, la quantité demandée x augmente.

Le second terme capte l'effet indirect de i. En effet, diminuer i, c'est à dire améliorer la qualité environnementale du bien, implique une augmentation du prix[58]. Cette augmentation de prix mène logiquement à une diminution de la quantité demandée (effet revenu), ($\frac{\partial x}{\partial p} < 0$). De plus, une

[58] Dans certains cas, lorsque la firme n'est pas efficiente, l'amélioration de la performance environnementale peut être une stratégie *"win - win"*, "gagnante - gagnante" permettant de diminuer à la fois i et p. Dans d'autres types d'applications (par exemple, les bières à faible taux d'alcool où i correspond à la quantité d'alcool), l'effet direct et l'effet indirect peuvent jouer dans le même sens, renforçant la probabilité d'une augmentation de la quantité consommée et ainsi l'effet pervers.

amélioration de la qualité environnementale provoque une augmentation de prix, ($\frac{\partial p}{\partial i} < 0$). Par conséquent, le second terme de l'équation (3), qui capte l'effet indirect, est positif[59].

En d'autres termes, une amélioration environnementale mène à une augmentation de la consommation, mais l'augmentation de prix diminue l'effet direct. La quantité demandée est une fonction de la valeur relative de ces deux effets. Si l'effet direct est plus important que l'effet indirect, l'effet net est négatif, ce qui signifie que la quantité demandée augmente. Si la quantité dépasse un niveau seuil, cela peut générer un effet pervers sur l'environnement.

Le contre-effet sur l'environnement apparaît si et seulement si l'effet global sur l'environnement après l'introduction de l'écolabel est supérieur à l'effet global initial,

$$x_e \times i_e > x_c \times i_c \qquad (5)$$

En utilisant l'équation (1) dans l'équation (5), nous obtenons la condition :

$$\varepsilon < -\frac{i_c}{i_e} \qquad \text{ou} \qquad \varepsilon < -\frac{i_c}{i_c + di} \quad (6)$$

Un contre-effet sur l'environnement apparaît si et seulement si l'élasticité environnementale est inférieure à l'opposé du rapport entre l'impact environnemental initial et la variation de l'impact environnemental après l'introduction de l'écolabel.

Dans ce cas, la situation est meilleure pour l'environnement sans le programme d'écolabellisation. Nous pouvons à présent distinguer quatre cas en utilisant l'équation (3) :

Cas n°1 : Si l'effet indirect est **plus important** que l'effet direct, la quantité consommée diminue, ce qui a pour conséquence un moindre impact environnemental global, du fait à la fois de la diminution de la quantité consommée et de l'amélioration environnementale marginale.

[59] Si le prix du produit conventionnel et celui du produit écolabellisé ne changent pas, $p_c = p_e$, l'effet indirect est inexistant et augmente ainsi la probabilité d'apparition de l'effet pervers.

Cas n°2a : Si l'effet indirect est **moins important** que l'effet direct *et* si la nouvelle quantité consommée est supérieure à une quantité seuil $\tilde{x}$ (quantité pour laquelle l'impact environnemental global reste inchangé après l'introduction de l'écolabel), la quantité consommée augmente, menant à un contre-effet sur l'environnement.

Cas n°2b : Si l'effet indirect est **moins important** que l'effet direct *et* si la nouvelle quantité consommée est inférieure à $\tilde{x}$, la quantité consommée augmente, mais l'impact environnemental global après introduction de l'écolabel est inférieur à l'impact environnemental initial.

Cas n°3 : Si l'effet indirect est **égal** à l'effet direct, la nouvelle quantité consommée est $\tilde{x}$. La qualité environnementale reste inchangée. L'introduction de l'écolabel ne génère pas d'amélioration environnementale[60].

Une implication importante est que l'effet pervers sera d'autant plus probable que le bien écolabellisé sera produit avec des technologies à faibles coûts et que les consommateurs attribuent de la valeur à l'amélioration environnementale par unité de bien. En effet, si les critères environnementaux sont accessibles à faibles coûts, l'effet prix (sur la quantité demandée) est faible, et l'effet direct est favorisé, la quantité consommée augmente du fait de l'amélioration environnementale. Si la quantité consommée atteint un certain seuil, le contre-effet sur l'environnement apparaît.

L'introduction d'un écolabel peut mener à un contre-effet sur l'environnement si l'impact global sur l'environnement après l'introduction de l'écolabel est supérieur à l'impact global avant l'introduction de l'écolabel : $I_e > I_c$. Il existe une quantité seuil $\tilde{x}$ pour laquelle l'impact environnemental global ne varie pas du fait de l'introduction d'un écolabel : $I_c(x_c) = I_e(\tilde{x})$.

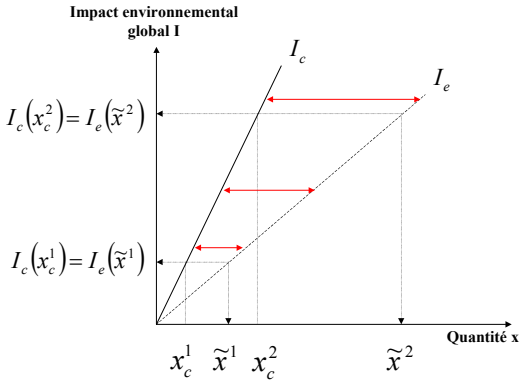
$$\text{Soit} \qquad \tilde{x} = x_c\left(\frac{i_c}{i_e}\right) \quad (7)$$

La figure 4-5 montre les valeurs de $x_e > \tilde{x}$ pour lesquelles l'écolabellisation peut mener à un effet pervers. Nous représentons trois cas qui partagent la même caractéristique : la différence entre la valeur seuil de la quantité demandée et la quantité demandée avant introduction de l'écolabel, $G = \tilde{x} - x_c$, augmente avec x_c. La figure I.4.5 montre que si $x_c^1 < x_c^2$, alors $\tilde{x}^1 - x_c^1 < \tilde{x}^2 - x_c^2$. Plus

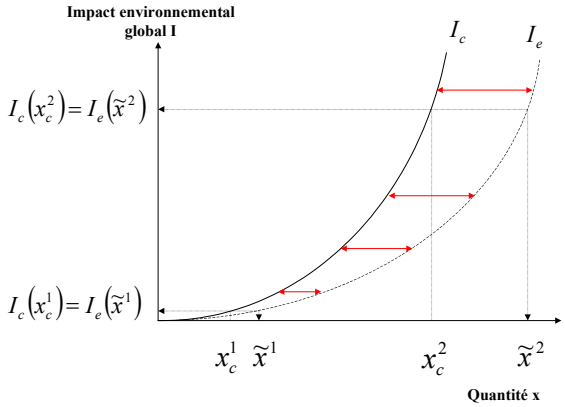
[60] Puisque les coûts de conception, de mise en place et de fonctionnement d'un programme d'écolabellisation sont non nuls, dans ce cas, l'introduction d'un programme d'écolabellisation est coûteuse et inutile.

la quantité d'unités demandée avant l'introduction de l'écolabel est élevée, plus la quantité seuil est élevée. Ainsi, plus la consommation d'un produit avant l'introduction de l'écolabel est faible, plus la quantité seuil sera atteinte rapidement après l'introduction d'un écolabel, et plus le contre-effet sur l'environnement est probable.

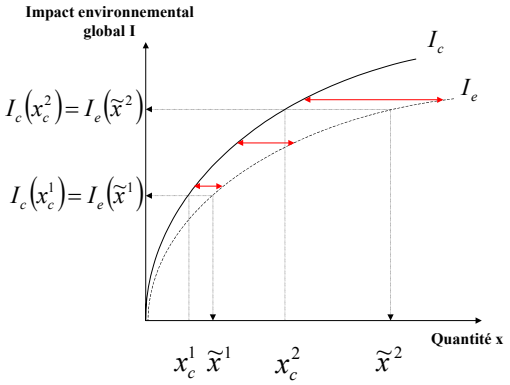
Figure I.4.5 : Les effets pervers potentiels de l'écolabellisation



$$\frac{\partial^2 I}{\partial^2 x} = 0$$



$$\frac{\partial^2 I}{\partial^2 x} > 0$$



$$\frac{\partial^2 I}{\partial^2 x} < 0$$

Les extensions du modèle sont nombreuses et permettraient de prendre en compte d'autres effets (hétérogénéité des préférences des consommateurs, coexistence du produit conventionnel et du produit écolabellisé,…) susceptibles de réduire ou de renforcer les effets dus à l'élasticité environnementale du bien considéré.

c. Implications en termes de politiques d'écolabellisation

De nombreuses catégories de produit sont disponibles sur le marché. Le coût généré par la prise en compte des impacts environnementaux varie selon le type de bien. Si nous postulons que les consommateurs souhaitent allouer une part de leurs dépenses à contribuer à la préservation de l'environnement, ils préféreront choisir les catégories de produits qui impliquent la plus grande amélioration environnementale à niveau de contribution donné. Ainsi, les consommateurs préfèreront les solutions les plus coûts-efficaces. Les promoteurs de programmes d'éco-étiquetage choisiront les catégories de produits permettant la réduction la plus significative de l'impact environnemental, afin de maximiser les efficacités économique et environnementale des écolabels. Par initiateurs de programmes d'éco-étiquetage, nous entendons pouvoirs publics ou associations environnementales par exemple. La connaissance de l'élasticité environnementale des biens permettrait de sélectionner les produits en fonction de leur impact global environnemental. Cela peut constituer un critère d'efficacité de l'allocation des ressources pour les politiques d'écolabellisation afin de maximiser l'amélioration environnementale ou au moins d'éviter l'effet pervers en n'introduisant l'écolabel que dans une catégorie de produits appropriée. Cela ne signifie pas forcément que certaines catégories de produits doivent être bannies mais que des politiques complémentaires sont peut-être nécessaires telles que l'éducation du consommateur, la taxation de certains produits (qui revient à l'introduction d'un effet prix artificiel) pour empêcher la surconsommation.
Ajoutons la dimension temporelle puisque les critères de l'écolabel sont revus régulièrement dans une logique d'amélioration continue. Dans une perspective dynamique, on peut supposer que satisfaire aux critères de l'écolabel peut être relativement aisé dans un premier temps mais qu'à mesure que les critères deviennent de plus en plus exigeants, les coûts de mise en conformité avec les critères augmentent, renforçant l'effet prix. Par conséquent, l'effet pervers est plus probable dans les premières périodes, lorsque l'effet prix est faible. Les politiques complémentaires suggérées précédemment sont alors plus cruciales dans les premières étapes du lancement de l'écolabel. De la même manière, le niveau initial de consommation du produit (avant écolabellisation) constituera une indication partielle de la probabilité d'apparition des effets pervers.

Notons que les mesures visant à réduire la demande entrent en conflit avec les stratégies de maximisation du profit par les firmes. En effet, les firmes maximisant leurs profits sont tentées de favoriser les produits ayant une élasticité telle que la quantité consommée augmente à la suite de l'introduction de l'écolabel.

Bien sûr, d'autres effets liés sont à prendre en compte, permettant de déterminer quelles seront les quantités consommées et par conséquent, quel sera l'impact environnemental global. Par exemple, nous avons vu qu'une augmentation de prix peut atténuer l'effet dû à l'amélioration environnementale.

En sélectionnant des critères accessibles à coûts élevés, les initiateurs des programmes d'éco-étiquetage peuvent réduire le risque d'apparition d'un contre-effet sur l'environnement. Cependant, le niveau d'exigence élevé des critères peut affecter l'incitation des firmes à demander l'attribution de l'écolabel pour leurs produits. Les critères doivent alors être issus d'un arbitrage entre la diminution de la probabilité d'effet pervers sur l'environnement et l'incitation des firmes à participer au programme d'éco-étiquetage.

Nous avons introduit le concept d'élasticité environnementale[61] et montré que dans certains cas, l'écolabellisation peut mener à des effets pervers sur l'environnement. Bien que nous ayons concentré notre attention sur les programmes d'éco-étiquetage, le cadre d'analyse et les résultats ont une portée plus générale et sont applicables à d'autres domaines comme les produits *light*, les cigarettes à faible taux de nicotine, les bières à faible taux d'alcool ou les crèmes solaires[62].
Les résultats ont été dérivés du modèle sous des hypothèses très simplificatrices. De nombreuses extensions sont possibles. Par exemple, dans notre modèle, les firmes et les consommateurs sont deux groupes homogènes respectivement dans leurs coûts et dans leurs préférences pour l'environnement. L'hypothèse d'hétérogénéité des consommateurs quant à leurs préférences environnementales et la coexistence sur le marché de produits conventionnels et écolabellisés rapprocheraient le modèle de la réalité. Un autre extension du modèle pourrait être l'introduction de possibilités pour le consommateur de substitution entre différentes catégories de produits ou plutôt qu'un choix entre un bien et un autre, la possibilité de changer de comportement en choisissant de se déplacer en vélo ou à pied plutôt qu'en voiture.

[61] Dans le cas des biens de croyance, l'élasticité est souvent basée sur une perception du consommateur beaucoup plus fonction de l'information reçue à travers l'allégation que sur la perception objective d'une variation de la qualité, ce qui rend d'autant plus intéressante la notion d'élasticité environnementale.

[62] On peut noter que l'écolabellisation se réfère à la fourniture de biens à caractère public (l'amélioration environnementale) par un mécanisme privé (l'achat de biens), alors que pour d'autres applications, il s'agit de la fourniture d'un bien privé (cigarettes à faible taux de nicotine ou crèmes solaires). Une conséquence possible est que notre analyse s'applique avec encore plus de force dans le cas d'un étiquetage permettant la fourniture d'un bien privé que pour la fourniture d'un bien à caractère public.

CONCLUSION

Dans ce chapitre, l'objectif était d'analyser les atouts et les limites de l'écolabellisation comme moyen d'internalisation des effets externes sur l'environnement. Ses principaux atouts proviennent de l'utilisation des forces du marché où la demande encourage l'offre de produits plus respectueux de l'environnement, mais aussi d'un raisonnement sur l'ensemble du cycle de vie des produits. Ses faiblesses proviennent de l'endogénéisation du processus de définition des critères de l'écolabel, qui inclut soit un seul acteur (la firme qui crée son écolabel – cas des écolabels de type II) d'où un problème de crédibilité de la démarche, soit plusieurs acteurs (écolabels officiels), où les critères peuvent être capturés par les groupes d'intérêts. Nous avons développé une autre limite qui provient de la perception des consommateurs, qui ne prennent pas en compte la quantité de produits consommée mais l'impact environnemental *par unité produit*, ce qui est susceptible de mener à un effet global nul et même à un contre-effet sur l'environnement. Ce résultat est généralisable à d'autres types de programmes d'étiquetage des produits, par exemple, les produits allégés.

Ainsi, malgré ses nombreux atouts, l'écolabellisation présente ses propres limites. En cela, elle s'avère un instrument de préservation de l'environnement complémentaire des autres. L'idée est moins d'opposer les différents instruments de politiques d'environnement que d'analyser les moyens de leurs synergies, les limites de l'un étant susceptibles d'être surmontées par les atouts de l'autre.

Néanmoins, tous les secteurs ne bénéficient pas de cette diversité d'approches pour le contrôle de la pollution. Par exemple, les produits agro-alimentaires ont été exclus de la plupart des écolabels officiels. Nous analysons dans le chapitre suivant les spécificités de l'écolabellisation des produits agro-alimentaires et nous discutons les raisons de l'exclusion des produits agro-alimentaires.

Chapitre 5

L'écolabellisation des produits agro-alimentaires

Nous avons étudié dans les chapitres précédents, les différents instruments de politiques d'environnement – parmi lesquels l'écolabellisation – susceptibles d'atténuer les défaillances de marché ainsi que leurs atouts et limites. Cette analyse nous a conduit, entre autres, à la conclusion que le produit respectueux de l'environnement est difficile à définir et que l'écolabellisation est un instrument imparfait, jouant le rôle de complément plutôt que de substitut aux autres instruments des politiques d'environnement. Nous analysons dans ce chapitre l'écolabellisation des produits agro-alimentaires au sens restreint, c'est-à-dire issus de l'agriculture et destinés à l'alimentation humaine. Notre analyse, même si elle les mentionne, exclut les produits alimentaires non-agricoles (produits de la mer, eau) ainsi que les produits agricoles non-alimentaires (biocarburants). L'intérêt pour ce secteur est multiple. (i) Tout d'abord, les produits agro-alimentaires sont des sources de pollution importantes tout au long de leur cycle de vie, surtout durant les phases agricole et de transformation, et par ailleurs du fait de l'importance du secteur agro-alimentaire en France. Dans une optique d'allocation optimale des ressources pour la préservation de l'environnement, les pouvoirs publics favorisent l'écolabellisation des catégories de produits les plus polluantes afin de générer une amélioration environnementale marginale maximale. C'est d'ailleurs l'objectif affiché de l'Ecolabel Européen. (ii) Les produits agro-alimentaires se distinguent des autres produits industriels par la phase agricole, où la pollution, souvent diffuse, est le fait d'une multitude de petites unités dispersées sur l'ensemble du territoire. (iii) Les produits agro-alimentaires ont été exclus *a priori* du champ d'application de la plupart des écolabels. On voit alors se développer, sur les produits agro-alimentaires, des écolabels privés, pour la majorité, dont la conception et le contenu permettent d'analyser les stratégies des firmes pour mettre sur le marché de tels produits. (iv) Les produits agro-alimentaires sont issus du milieu naturel et leurs qualités intrinsèques entretiennent ainsi un lien particulier, au moins dans la perception du consommateur, avec la qualité de l'environnement.

Ce chapitre est organisé en 3 sections. La section A présente la contribution du secteur agro-alimentaire à la dégradation de l'environnement. Nous identifions trois phases du cycle de vie des produits agro-alimentaires : (i) la production agricole, (ii) la transformation et la distribution ainsi que (iii) la consommation. Nous montrons que les deux premières phases contribuent particulièrement à la

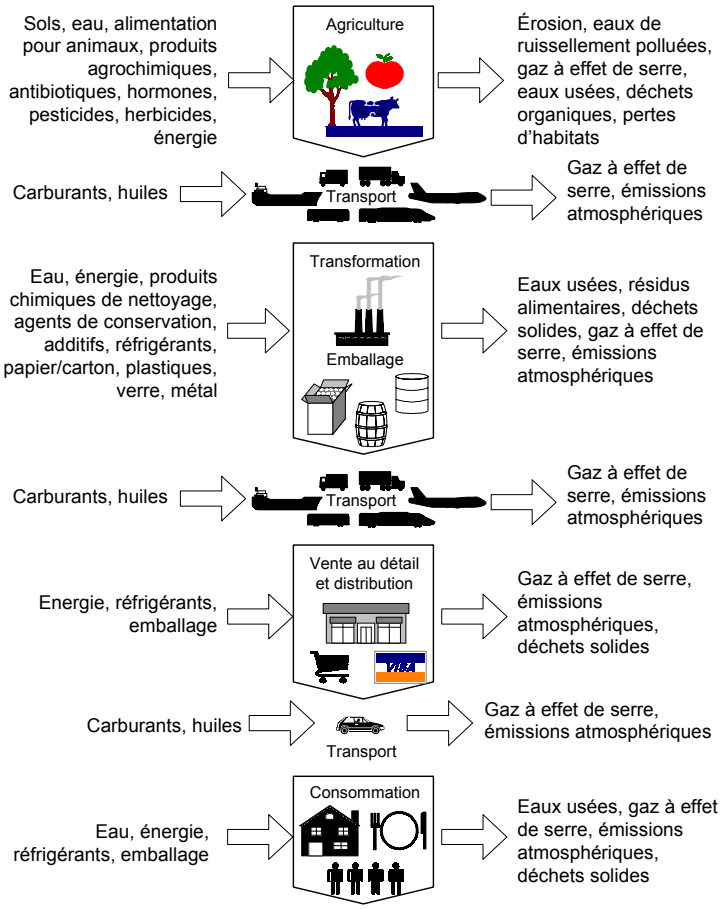
dégradation de l'environnement, ce qui plaide en faveur du développement d'écolabels dans ce secteur. Cependant, il y a déconnexion entre les phases d'impacts environnementaux (agriculture et transformation) et la phase d'achat et de consommation. Deux implications sont analysées dans la section B. (i) Les impacts environnementaux, ayant eu lieu en amont, sont particulièrement intangibles pour le consommateur. L'incitation à l'achat de produits écolabellisés est donc difficile. (ii) Puisque l'écolabellisation porte sur les efforts environnementaux durant le processus de production, l'écolabellisation des produits correspond à la certification de pratiques respectueuses de l'environnement par le producteur ou le fabricant. Nous présentons un état des lieux de l'écolabellisation des produits agro-alimentaires dans le monde et en France, notamment le résultat d'une enquête qualitative de collecte et d'analyse de l'éco-étiquetage des produits agro-alimentaires dans quelques points de vente de la région dijonnaise. Enfin, la section C reconstitue et analyse les raisons d'exclusion des produits agro-alimentaires de la plupart des écolabels officiels.

A. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DU SECTEUR AGRO-ALIMENTAIRE

Les produits agro-alimentaires génèrent des impacts environnementaux tout au long de leur cycle de vie. Jedvall (2000)[63] a représenté l'ensemble des impacts possibles depuis la phase agricole jusqu'à la consommation des produits par le consommateur (figure I.5.1). Ces impacts recouvrent à la fois l'utilisation de ressources naturelles (aspect quantitatif : épuisement de ressources) et la dégradation de l'environnement par la pollution de l'eau et de l'air et les déchets (aspect qualitatif : dégradation de la qualité de l'environnement).

[63] Jedvall I., 2000, The Consumption of Food : a Swedish Case Study, Swedish Environmental Protection Agency, Stockolm, pour l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques.

Figure I.5.1 : Impacts environnementaux des produits agro-alimentaires tout au long de leur cycle de vie (Jedvall, 2000)



On peut identifier sommairement trois étapes dans le cycle de vie des produits agro-alimentaires : la phase agricole, la phase de transformation industrielle (avec la distribution) et la phase de consommation des ménages que nous examinons successivement. Nous présentons des chiffres clés montrant la nature et la portée des impacts environnementaux de la filière agro-alimentaire en France.

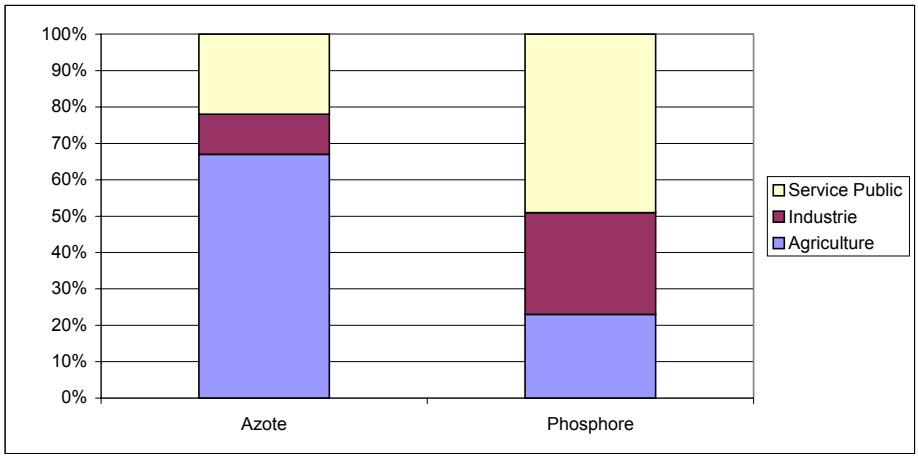
a. Contribution de la phase agricole à la dégradation de l'environnement

Nous présentons ici trois types d'impacts environnementaux particulièrement importants en agriculture : les rejets de nitrates et de phosphore, l'utilisation d'eau ainsi que la pollution atmosphérique. C'est pour la pollution par les nitrates que l'agriculture a souvent été montrée du doigt ces dernières années. Selon l'IFEN (2000, p.76)[64], 75% des personnes estiment que les agriculteurs sont à l'origine des problèmes de pollution des eaux. L'agriculture est en effet le premier émetteur

[64] IFEN, 2000, **La sensibilité écologique des français**, Editions Tec et Doc, 187p.

d'azote (65%) mais aussi le deuxième émetteur de phosphore (20%) dans le milieu (figure I.5.2) (Pujol et Dron, 1999)[65].

Figure I.5.2 : Part de l'agriculture dans les rejets d'azote et de phosphore en France (Currie et al. 1999) [66]

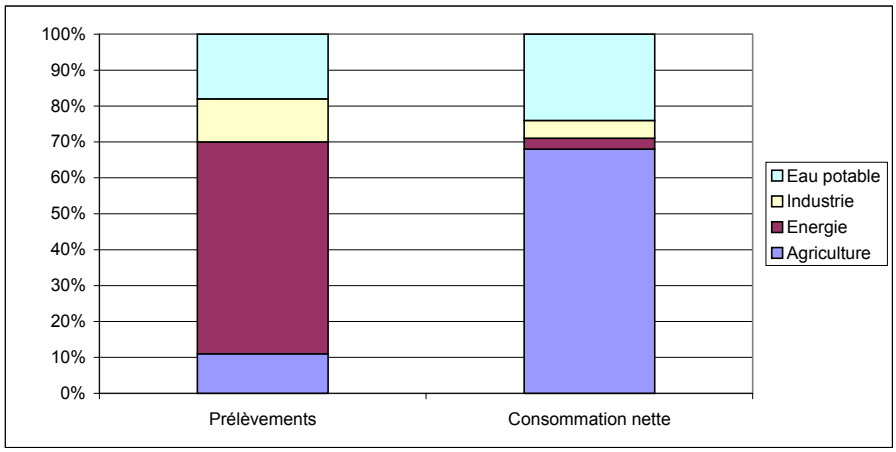


Bien qu'il soit dépassé par le secteur de l'énergie dans les prélèvements d'eau, le secteur agricole en est le premier consommateur puisque le secteur de l'énergie rejette l'eau, essentiellement de refroidissement, dans le milieu. L'agriculture est ainsi le premier consommateur d'eau (50 à 80%) (figure I.5.3) (Pujol et Dron, 1999).

[65] Pujol J., Dron D., 1999, **Agriculture, monde rural et environnement : qualité oblige**, La documentation Française, 586p.

[66] Currie J., Franchet Y., Legras G., 1999, **Agriculture, environnement, développement rural : faits et chiffres, les défis de l'agriculture**, Rapport de la DG Agriculture, de la DG Environnement et d'Eurostat.

Figure I.5.3 : Part de l'agriculture dans les prélèvements et les consommations nettes d'eau en France (Currie et al., 1999)



On peut ajouter que le rôle de l'agriculture dans la pollution de l'air, ignoré jusqu'à récemment, n'est pas négligeable puisque ce secteur émet jusqu'à 90% de l'ammoniac, 50% du méthane et 25% du protoxyde d'azote en France (Pujol et Dron, 1999 ; Thiébaut, 1999[67]).

b. Contribution de la phase de transformation à la dégradation de l'environnement

La contribution des industries agro-alimentaires (IAA) à la dégradation de l'environnement recouvre essentiellement les rejets dans l'eau et les déchets d'emballage. Les principales caractéristiques de la pollution en agro-alimentaire sont sa nature organique, saisonnière et son importance étant donnée la place du secteur agro-alimentaire en France (1er secteur en chiffre d'affaires[68]). Nous examinons les prélèvements et rejets dans l'eau et dans l'air ainsi que les déchets.

La dégradation de l'eau se fait à travers (i) des prélèvements et (ii) des rejets importants. (i) Les prélèvements totaux d'eau dans le milieu naturel en France sont estimés à 40 milliards de m^3 environ avec la répartition suivante : centrales électriques, thermiques et nucléaires (25), collectivités locales (6), agriculture (5) et industrie (4) (Katerji et al., 2002)[69]. Parmi les industries, l'industrie agro-

[67] Thiébaut L., 1999, Protection et altération de l'air par l'agriculture, **Courrier de l'Environnement**, n°36.

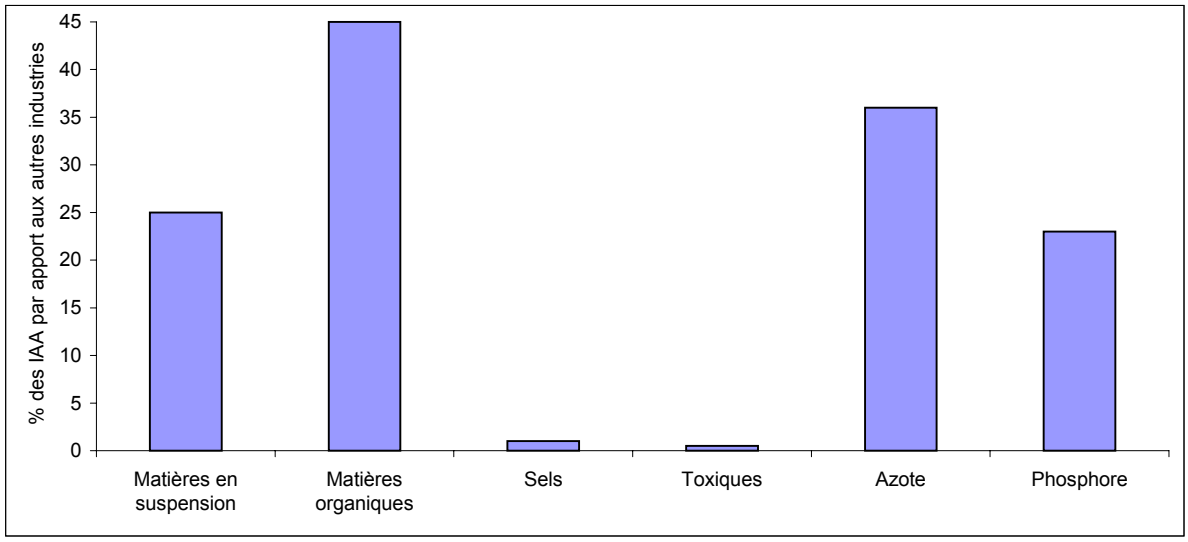
[68] Le chiffre d'affaire s'élève à 134 milliards d'euros en 2002 (www.ania.net).

[69] Katerji N., Brukler L., Debaeke P., 2002, L'eau, l'agriculture et l'environnement, **Courrier de l'Environnement**, n°46.

alimentaire est la première consommatrice d'eau. L'eau peut servir de fluide caloporteur par exemple. Mais, les IAA sont aussi très consommatrices d'eau de très bonne qualité. Elle sert au lavage et au rinçage des matières premières, des produits intermédiaires et des récipients. Elle peut être utilisée en contact avec les aliments dans le processus de production au niveau de l'étape de préparation telle que la cuisson, le trempage, l'extraction, etc. Cela suppose non seulement l'utilisation d'eau de distribution mais aussi des traitements supplémentaires pour s'assurer de sa bonne qualité bactériologique par exemple (Mathieu-André, 2000[70]), ce qui augmente l'activité industrielle et donc les impacts environnementaux.

(ii) Au niveau des rejets, les IAA représentent 20% des eaux résiduaires de l'industrie (Mathieu-André, 2000[58]). Les usages de l'eau décrits précédemment montrent que des matières organiques sont fortement susceptibles de se dissoudre dans l'eau. Ainsi, les rejets des IAA sont généralement riches en matières organiques, en azote, en matières en suspension et en phosphore. Par ailleurs, l'eau rejetée est souvent chaude. La figure I.5.4 montre la contribution de l'IAA à la pollution de l'eau par type de polluant. On peut préciser cependant que cette représentation agrégée de la pollution de l'eau dans ce secteur cache une forte hétérogénéité selon le produit considéré.

Figure I.5.4 : Part des IAA dans la pollution de l'eau par rapport aux autres industries (ARD, 1996)[71]

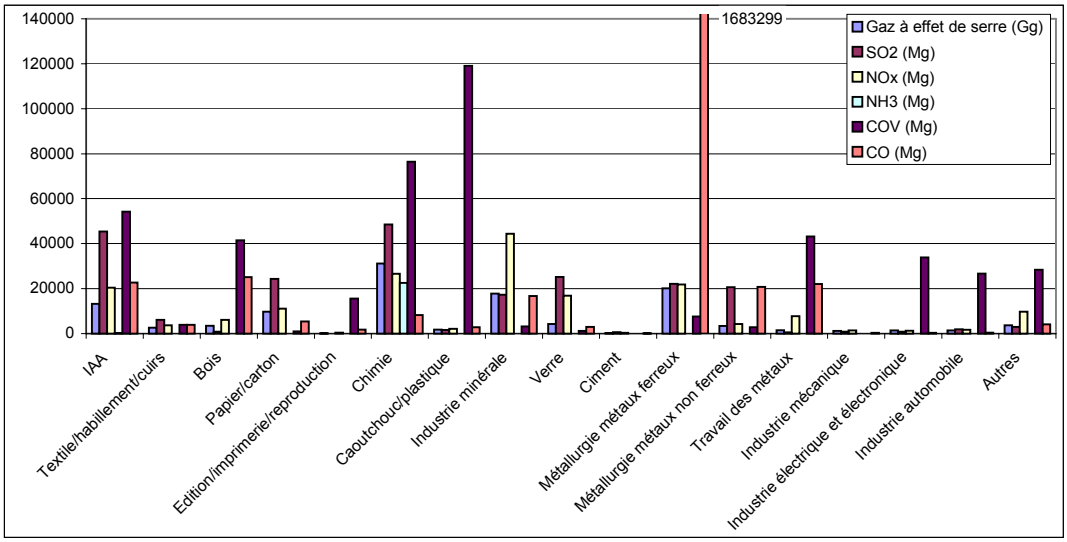


[70] Mathieu-André C., 2000, Maîtrise de la consommation d'eau et des rejets des IAA, **Techniques de l'Ingénieur**, Collection Agro-alimentaire, F1450, 16p.

[71] Agence Régionale de Développement, 1996, L'agro-alimentaire dans le Nord-Pas-de-Calais, **Observation Economique**, n°2.

La pollution de l'air recouvre essentiellement les émissions de composés organiques volatiles et de dioxyde de soufre (figure I.5.5).

Figure I.5.5 : Les émissions atmosphériques des IAA par type de polluant en comparaison avec d'autres industries (IFEN, 2002)[72]



Au niveau des déchets, le secteur agro-alimentaire produit une grande quantité de déchets d'emballages puisque sur les 80 à 85 milliards d'emballages ménagers, 50 milliards émanent des IAA (ARD, 1996). Les déchets des IAA représentent 43 millions de tonnes soit environ 7% de l'ensemble des déchets (53% pour l'agriculture, dont la plupart sont recyclés à l'intérieur même de l'exploitation) (IFEN, 2001)[73]. Les déchets du secteur agro-alimentaire, de nature organique, ne posent cependant pas des problèmes aussi graves et durables que les déchets "spéciaux" d'autres industries. Dans notre analyse, nous ne prenons cependant pas en compte l'emballage puisque celui-ci dispose d'une réglementation en matière d'environnement qui lui est propre.

Bien que les investissements des IAA dans la protection de l'environnement soient assez conséquents, ils correspondent généralement à des investissements pour la mise en œuvre de solutions curatives

[72] IFEN, 2002, **L'environnement en France**, Edition 2002.

[73] IFEN, 2001, Données économiques de l'environnement, Rapport de la Commission des Comptes et de l'Economie de l'Environnement, Edition 2000-2001, 357p.

(stations d'épuration) plutôt que préventives[74]. Une démarche d'écolabellisation permettrait d'intégrer des considérations environnementales dans la conception même des produits afin de réduire, par exemple, les impacts de la phase de consommation.

c. Contribution de la phase de consommation à la dégradation de l'environnement[75]

Par ses choix d'achat, de consommation, et de stockage des aliments, le consommateur peut influer sur le niveau de ses propres impacts ainsi que des impacts en amont. Les impacts des ménages peuvent être (i) soit directs : les consommateurs ont des comportements quotidiens, d'achat, de préparation et de conservation des aliments, nuisibles à l'environnement. (ii) soit indirects, le consommateur par ses demandes exprimées à l'amont, conditionne certains impacts environnementaux au long du cycle de vie.

(i) Les impacts directs dans le domaine des produits alimentaires revêtent différentes formes. Il peut s'agir de la consommation d'**énergie**, à travers la cuisine ou la conservation des aliments, ou de la consommation d'**eau** pour la préparation des aliments. Les appareils ménagers consomment beaucoup d'énergie et par exemple, un dégivrage irrégulier du réfrigérateur augmente la consommation énergétique. Il faut toutefois noter que la part de la préparation des produits alimentaires dans la dépense d'énergie des ménages est assez faible (10%) en comparaison avec les dépenses pour le chauffage (plus de 50% de l'énergie consommée) (OCDE, 2002). Il peut aussi s'agir des impacts environnementaux du **transport** des denrées alimentaires lors les courses. Les informations sur les impacts environnementaux durant cette phase sont difficiles à obtenir. Toutefois, on note un éloignement des grands centres commerciaux par rapport aux centres-villes et la fréquence d'achat ne diminue pas forcément en fonction de la distance parcourue. Les déplacements en voiture pour effectuer les achats alimentaires sont estimés à 10% de l'ensemble des transports des ménages en

[74] Site du Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie : http://www.industrie.gouv.fr/observat/chiffres/chiffres/so_protecnes.htm

[75] Cette partie est basée sur :
- OCDE, 2002, Vers une consommation durable des ménages, Tendances et politiques dans les pays de l'OCDE, 184p.
- OCDE, 2001, Sustainable Consumption : Sector Case Study Series, Household Food Consumption : Trends, Environmental Impacts and Policy Responses, 95p.

Autriche et à moins de 4% en Suède[76]. Enfin, l'impact direct est aussi en terme de **déchets alimentaires** dus, par exemple, à un mauvais stockage, à des excédents de préparation ou à une mauvaise compréhension des étiquettes des produits (dates de péremption).

(ii) Les impacts indirects font référence aux demandes des consommateurs vis-à-vis de l'amont de la filière et donc, en partie, aux impacts environnementaux durant la phase de transformation. Par exemple, la satisfaction d'une demande de fruits et légumes hors saison suppose des modes de production gourmands en énergie tels que les serres ou le transport de produits sur de plus longues distances. Les modes de vie de plus en plus individuels impliquent une demande d'emballages individuels des aliments générant plus de déchets et nécessitant parfois des traitements supplémentaires (prédécoupage par exemple), ayant eux aussi des impacts sur l'environnement.

L'exposé non exhaustif des principaux types d'impacts environnementaux générés par les produits agro-alimentaires tout au long de leur cycle de vie révèle l'intérêt potentiel de l'écolabellisation de ce type de produits. Par exemple, l'Ecolabel Européen précise qu'il s'applique aux catégories de produits qui "[représentent] un volume significatif des ventes et des échanges sur le marché intérieur" et qui "[ont], à un ou à plusieurs stades de la vie d'un produit, un impact important sur l'environnement à l'échelle planétaire ou régionale et/ou un impact à caractère général". A ce stade de notre discussion, on peut dire que les produits agro-alimentaires, surtout pour la phase agricole et de transformation, entrent dans ce cadre. Cependant, ces produits présentent des particularités qu'il est nécessaire de prendre en compte.

B. SPÉCIFICITÉS ET ETAT DES LIEUX DE L'ÉCOLABELLISATION AGRO-ALIMENTAIRE

L'objectif de cette partie est de présenter les particularités de l'écoproduit agro-alimentaire dont la principale est la concentration de la majorité des impacts sur les phases de production et de transformation. Ceci entraîne deux conséquences : (i) Les impacts environnementaux, et de même, les bénéfices environnementaux, deviennent peu perceptibles pour les consommateurs rendant une stratégie de différenciation particulièrement difficile (ii) L'écolabellisation des produits agro-

[76] OCDE (2002, p.68, note 2) rapporte que l'énergie utilisée pour un aller-retour en voiture (1L/100km) jusqu'à un centre commercial à 5 km de distance est aussi importante que l'énergie dépensée par un bateau pour transporter 5 à 10 kg de pommes de terre de la Nouvelle-Zélande à la Suède.

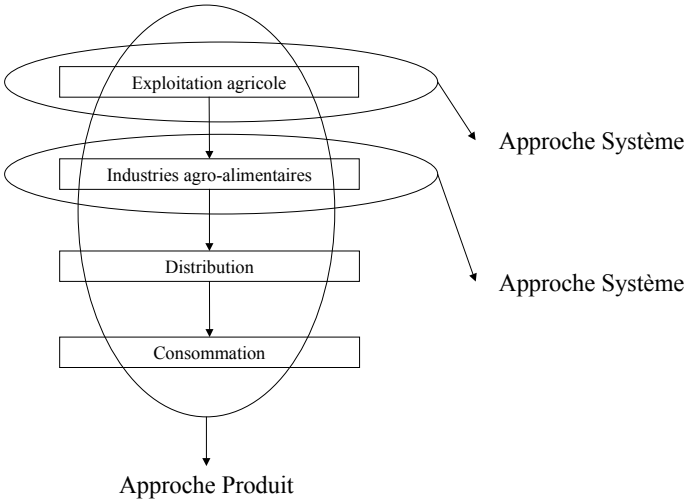
alimentaires revient à certifier des pratiques de production respectueuses de l'environnement. Un deuxième objectif est ici de présenter l'existant en matière d'écolabellisation des produits agro-alimentaires à la fois dans le monde et en France, à travers les résultats d'une enquête de collecte des éco-étiquettes.

a. Les spécificités de l'écolabellisation agro-alimentaire

Le produit agro-alimentaire présente de nombreuses spécificités, dont une majeure, un cycle de vie plus court que celui des "produits industriels". Le problème de fin de vie des produits, est en effet moins crucial pour les produits alimentaires, dont la majeure partie est ingérée, à la différence des produits industriels. Les problèmes environnementaux se posent essentiellement durant le processus de production, la phase agricole et la phase de transformation. Nous excluons ici les emballages des aliments.

Cette caractéristique particulière a des implications concernant la distinction classique entre les approches "système" et les approches "produit" en matière de gestion et de certification environnementales (figure I.5.6). Les approches "système" correspondent à la gestion de l'environnement au niveau des sites, des entreprises et pour l'ensemble des produits (plusieurs produits, un site). Le principe est celui de la norme ISO 14001 qui est de mettre en place une organisation permettant de mener à une amélioration environnementale. Grâce à cette organisation, à partir d'un niveau donné de performances environnementales, les fabricants s'améliorent de manière continue par rapport à leur propre niveau initial, qui diffère selon le site considéré. L'approche "produit" correspond à la gestion environnementale tout au long du cycle de vie d'un produit sur plusieurs sites (un seul produit, plusieurs sites). Il s'agit de considérer l'ensemble du cycle de vie du produit comme nous l'avons discuté dans le cas de l'écolabel (cf. chapitres 3 et 4 de la partie I). Les produits postulant à l'écolabel doivent *tous* remplir les mêmes critères prédéfinis pour bénéficier de son attribution.

Figure I.5.6 : Distinction approche "produit"/ approche "système"



Cette distinction perd de sa pertinence dans le cas des produits agro-alimentaires. L'aspect négligeable des impacts environnementaux lors de la phase de consommation et de post-consommation concentre les impacts aux phases de production et de transformation.

Puisque l'acte de consommation est déconnecté des impacts environnementaux, qui ont plutôt lieu en amont, la pression sur l'environnement exercée par les denrées achetées est particulièrement difficile à percevoir pour les consommateurs. Ils les perçoivent néanmoins, en tant qu'individu citoyen à travers divers canaux d'information (télévision, presse, etc.), ou en tant qu'usager de l'environnement, subissant des nuisances, mais de toute façon de manière déconnectée de l'acte de consommation des produits. Les caractéristiques environnementales des produits agro-alimentaires sont ainsi intangibles et nécessitent qu'une information crédible soit fournie au consommateur.

De plus, contrairement aux produits industriels, écolabelliser des produits revient à certifier des pratiques respectueuses de l'environnement. Par exemple, pour les produits agro-alimentaires peu transformés tels que les fruits et légumes, la phase de production se résume presque à une seule phase, la phase agricole, et donc, la démarche d'écolabellisation correspondrait à une certification de pratiques sur l'exploitation agricole, soit une approche "système" plutôt qu'une approche "produit". Le cas de l'agriculture biologique est d'ailleurs caractéristique, puisqu'il s'agit de garantir le respect de l'environnement à travers l'absence d'utilisation de certains intrants. La labellisation biologique correspond à une certification de pratiques de l'agriculteur.

Par ailleurs, l'un des traits distinctifs des produits agro-alimentaires des produits industriels, est la présence de la phase agricole. Durant cette phase, la pollution est souvent difficilement mesurable ou est le fait de plusieurs agents, compliquant la détermination de la contribution individuelle à la

pollution (pollution diffuse). Les spécificités de la production agricole résident aussi dans la non-compartimentation des productions, contrairement à l'industrie où les productions se déclinent par atelier. En agriculture, les parcelles agricoles servent à la production de plusieurs types de denrées qui selon leur type et leur association peuvent générer plus ou moins d'impacts sur l'environnement (appauvrissement des sols). De plus, les caractéristiques telles que le climat et le type de sols rendent difficile la définition de critères environnementaux communs au niveau national. Une même pratique n'aura pas le même impact selon la localisation de l'exploitation agricole. Ainsi, la création d'un écolabel agro-alimentaire nécessiterait une déclinaison locale des exigences[77].

Une autre particularité de l'agriculture réside dans le fait que les impacts environnementaux peuvent être positifs. Par exemple, l'agriculture remplit des fonctions de gestion de l'espace rural, de lutte contre les risques d'incendie ou de services tels que l'élimination des boues de stations d'épuration ou des déchets urbains (Thiébaut, 1996). Ces éléments doivent être pris en compte dans l'analyse de cycle de vie.

Une dernière caractéristique des produits agro-alimentaires est leur lien fort à l'environnement. Ces produits sont tirés du milieu et leur qualité intrinsèque est liée, au moins aux travers des perceptions du consommateur, à la qualité de l'environnement dont ils sont issus. C'est ce qui explique le succès des produits biologiques pour lesquels la première motivation à l'achat est l'aspect sanitaire. Le lien entre absence de traitements chimiques de synthèse et absence de résidus dans les produits issus de ce milieu est rapidement réalisé dans l'esprit du consommateur. Dans la réalité, ce lien n'est pas garanti et il existe d'autres sources de contamination des produits (Thiébaut, 1995).

L'analyse de ces spécificités de l'écoproduit agro-alimentaire nous permet de poser les bases de la discussion des raisons de leur exclusion de la plupart des écolabels officiels. Nous y revenons dans la section C. Avant cela, nous réalisons une revue des écolabels existants en agro-alimentaire.

b. Les écolabels existants en agro-alimentaire

Le tableau I.5.1 présente de manière non exhaustive les différents types de labels susceptibles d'inclure, soit exclusivement, soit en partie, des exigences environnementales.

[77] Cette déclinaison locale en plus d'augmenter les coûts de transaction rendrait la lecture de l'écolabel difficile pour le consommateur (cf. chapitre 2, partie II).

L'écolabel qui connaît une déclinaison dans la majorité des pays dans le domaine agro-alimentaire est le label **Agriculture Biologique** (*Organic* en anglais) qui, avec des différences selon les pays, certifie un mode de production sans utilisation de produits chimiques de synthèse. Comme nous l'avons vu et le verrons dans la partie suivante, ce mode de production ne correspond pas à la définition de l'écoproduit au sens où le produit démontre un impact moindre sur l'environnement en terme de résultats attendus. Il correspond à une obligation de moyens, la mise en œuvre de pratiques *a priori* respectueuses de l'environnement, plutôt qu'à une obligation de résultats.

Parmi les écolabels officiels, il est à noter que l'**écolabel néerlandais** ainsi que l'**écolabel indien** prennent en compte les produits agro-alimentaires. Quant à l'écolabel des Pays-Bas, il correspond à la mise en œuvre d'un système de gestion de l'environnement au niveau de l'exploitation agricole semblable au fonctionnement de la norme ISO 14001. Les principaux critères de cet écolabel consistent en l'application de traitements les moins nuisibles à l'environnement et leur remplacement le plus possible par la lutte biologique ainsi que la gestion des déchets[78].

La plupart des écolabels pour les produits agro-alimentaires relève d'une **initiative privée**. Nous présentons, dans le tableau I.5.1, des programmes, essentiellement américains, d'écolabellisation qui ont une portée régionale. A ces écolabels, on peut ajouter les labels du **commerce équitable** tels que Max Havelaar qui incluent des exigences environnementales ainsi que les écolabels pour les produits non agricoles et alimentaires tels que les **produits de la mer**.

Nom de l'écolabel	**Localisation géographique**	Début	Organisme promoteur	**Produits**	**Aspects environnementaux**
Agriculture biologique					
Issu de l'agriculture biologique	France	1991	Pouvoirs publics	Fruits, légumes, œufs, jus d'orange, pain,…	Absence d'utilisation de produits chimiques de synthèse
Ecolabels officiels					
Agro-Milieukeur	Pays Bas	1995	Pouvoirs publics	Légumes, fruits, porc	Multicritères et multi-étapes
Ecolabel Indien (Eco-Mark)	Inde	1991	Pouvoirs publics	Thé, café, boissons, aliments pour enfants, fruits et légumes transformés	Multicritères et multi-étapes
Ecolabels privés					

[78] Site de milieukeur : http://www.milieukeur.nl/english/certification_outlines.html

Responsible Choice	Washington, EU (Etats-Unis)	1990	Coopérative de producteurs (Stemilt Growers, Inc.)	Pommes, poires	Production fruitière intégrée (IFM)
Eco-OK	Amérique du Sud, EU	1993	Association environnementale (RainForest Alliance)	Café, bananes, cacao, sucre de canne, jus d'orange	Protection phytosanitaire intégrée (IPM)
Food Alliance-Approved	Oregon et Midwest (EU)	1994	Association regroupant les parties intéressées - The Food Alliance	Légumes, fruits, porc, bœuf, produits laitiers	Protection intégrée, protection de l'eau et du sol
World Wildlife Fund	Wisconsin (EU)	1999	Association environnementale (WWF), producteurs (WPVGA) et université (UW)	Pommes de terre	Protection phytosanitaire intégrée (IPM)
Chesapeake Milk "A glass a day protects the bay"	Pennsylvanie, Maryland, Virginie, Columbia (EU)	1983	Etats et Agence de protection de l'environnement (USEPA)	Lait	Protection de l'écosystème de la baie de Chesapeake
Salmon Safe	Nord-Ouest des Etats-Unis	1995	Association environnementale	Vins, fruits, lait, riz	Qualité de l'eau pour l'habitat du saumon
Labels du commerce équitables qui incluent des exigences environnementales					
Max Havelaar (commerce équitable)	International	1988	Association	Café, bananes, thé, chocolat, sucre,…	Protection phytosanitaire intégrée (IPM)
Produits de la mer					

Dolphin Safe	EU	1991	Conserveries/ pouvoirs publics[79]	Thon	Protection des dauphins
MSC (Marine Stewardship Council)	International	1997[80]	Association	Maquereau, Hoki, Saumon, Hareng	Gestion des ressources naturelles, respect du milieu marin
Turtle Safe	Géorgie (EU)	1996	Association	Crevettes	Protection des tortues

Tableau I.5.1 : Quelques écolabels (agro-)alimentaires

Ces écolabels sont très divers en termes d'exigences, de systèmes de certification, de zones géographiques couvertes. Cette multiplication des écolabels augmente la confusion des consommateurs et peut créer une surcharge d'information surtout pour des produits dont l'achat est aussi fréquent que les produits alimentaires (cf. partie II).

c. L'éco-étiquetage agro-alimentaire en France

En France, la situation n'est pas très différente des autres pays pour ce qui est du développement d'écolabels privés dans le domaine de l'agro-alimentaire. A côté de l'agriculture biologique, on voit se développer l'agriculture raisonnée (Paillotin, 2000[81]) . Ce concept a été introduit à l'initiative de l'association FARRE (Forum de l'Agriculture Raisonnée Respectueuse de l'Environnement) en 1993.

[79] L'écolabel "Dolphin Safe" a été créé par les conserveries de thon suite à la préoccupation grandissante des consommateurs pour les dauphins massacrés lors de la pêche au thon. Cependant, du fait d'une prolifération de l'écolabel et d'une perte de confiance des consommateurs, les pouvoirs publics ont défini l'écolabel en 1991 : le thon pêché sans filets dérivants peut être étiqueté "Dolphin Safe". Une redéfinition de l'écolabel en 1997 par les pouvoirs publics a provoqué la contestation des associations environnementales. Désormais, le thon dont les méthodes de pêche n'ont été néfastes à aucun dauphin (même en cas d'utilisation de filets dérivants) peut être étiqueté "Dolphin Safe". En 1991, l'utilisation de l'écolabel était conditionnée à une obligation de moyens. En 1997, elle devient une obligation de résultats, efficace à condition de mettre en œuvre des mécanismes de surveillance et de sanction performants.

[80] Cette organisation a été créée en 1997 par Unilever et le WWF avant de devenir indépendante en 1999.

[81] Paillotin G., 2000, **L'agriculture raisonnée**, Rapport au Ministre de l'Agriculture et de la Pêche, février 2000.

Il fait écho au terme anglais d'*integrated farming*. FARRE regroupe entre autres des industriels (agro-alimentaire, agro-fourniture), des représentants des agriculteurs et la grande distribution. Dans ses principes, il s'agit d'une démarche d'ensemble de gestion de l'exploitation agricole qui vise à concilier respect de la nature, rentabilité économique et qualité des produits. Elle se veut à mi-chemin entre l'agriculture conventionnelle et l'agriculture biologique.

A l'origine, le concept avait vocation à être utilisé sans plus-value au niveau des produits. L'expression "Agriculture Raisonnée" a cependant bientôt été utilisée dans une logique commerciale à travers une différenciation des produits. Auchan a notamment été le précurseur en lançant, en 1999, une gamme de produits "Auchan Filière Agriculture Raisonnée". De nombreux écolabels faisant référence à l'agriculture raisonnée se sont développés. Nous présentons dans le tableau I.5.2 les résultats d'une enquête, qualitative et non exhaustive, visant à collecter les écolabels en agro-alimentaire dans 8 des plus grands points de vente de l'agglomération dijonnaise en 2000 et en 2002. Les écolabels recensés sont essentiellement auto-déclaratifs et font souvent référence à l'agriculture raisonnée ou à des démarches ayant le même principe, basés essentiellement sur la limitation des traitements et des intrants. Quelques écolabels sont relatifs à la replantation d'arbres ou à la protection des espèces, sur l'exploitation ou à travers un mécénat.

La prolifération de cet éco-étiquetage (agriculture "raisonnée", "maîtrisée", "contrôlée", etc.) et l'absence de définition commune de cette notion ont justifié la réalisation du rapport Paillotin en février 2000 pour le Ministère de l'Agriculture. De nombreux autres référentiels concurrents se sont développés en parallèle avec la démarche de FARRE : *Quali'terre*, par la Chambre d'Agriculture de Picardie, *Agriconfiance Volet Vert*, par la CFCA (Confédération Française des Coopératives Agricoles) (Mazé et al., 2000). A la suite du rapport Paillotin, un décret a été publié en 2002 définissant l'agriculture raisonnée comme un mode de production. Les conditions d'utilisation du concept sur l'étiquetage des produits sont en cours d'élaboration.

On remarque que la majorité des produits, objets d'un écolabel sont des produits peu transformés et que la différenciation environnementale porte exclusivement sur la phase agricole. Nous reviendrons sur cette caractéristique puisqu'elle a des implications en terme de perceptions du consommateur. La phase agricole est celle durant laquelle le lien entre qualité intrinsèque et qualité environnementale du produit est susceptible d'être le plus fort, du moins dans les perceptions.

Nom	Dénomination	Aspects environnementaux	Produit
Casino	"Terre et Saveur"	Gestion de l'eau, fertilisation raisonnée, lutte intégrée	Légumes frais
Carrefour	"Filière Qualité Carrefour"	Variétés et modes de production respectant l'environnement	Légumes frais, viande
Auchan[82]	"Filière Agriculture Raisonnée" devenue "Filière Auchan"	Optimisation de la fertilisation en fonction des besoins des plantes, bien-être animal	Légumes frais, viande
Cora	"L'engagement dès l'origine"	Apport d'éléments minéraux et organiques selon les besoins, traitements contre les ravageurs en cas d'urgence	Légumes frais, viande
Mac Cain	"Engagement qualité"	Optimisation de l'utilisation d'eau, d'engrais et de traitements	Frites surgelées
Coopérative Nangica	"Produit dans une exploitation respectant les principes de l'agriculture raisonnée"	Irrigation étudiée, applications précises et nécessaires	Pommes de terre
Trilégumes	"Provenant d'une culture raisonnée respectueuse de l'environnement"	-	Pommes de terre
Bret's	"Fabriquées dans le respect de l'environnement"	-	Chips
Jordans	"Charte conservation grade"	Pas de substances chimiques laissant des traces dans le sol	Céréales
Mas de Nans	"Culture raisonnée"	Limitation de l'emploi de tout produit chimique	Blé
Gerblé	"Santé, sécurité, environnement"	-	Biscuits
Paul	"Cultivé selon les principes de l'agriculture raisonnée"	-	Pain frais
La Mie Câline	"Elaboré avec de la farine de blé issue de la CRC (Culture Raisonnée Contrôlée)"	Limitation des produits de traitement sur les céréales	Pain frais
Point Chaud	"Blés […] produits selon les pratiques de cultures raisonnées respectueuses de l'environnement"	-	Pain frais
Bonduelle	"Issu d'une agriculture contrôlée"	-	Salade
5ème Saison	"Salade issue d'exploitations respectant les principes de l'agriculture raisonnée"	Sans désinfection chimique des sols, respect des besoins réels des plantes	Salade
Les Crudettes	"Issu de l'agriculture raisonnée"	-	Salade
Florette	"Issu d'une agriculture maîtrisée"	Apports nutritifs en fonction des besoins des plantes	Salade
Peyronnet	"La nature sur votre table"	Sans désherbage et sans désinfection chimiques des sols	Salade
Fermiers de Loué	"Reboisement du bocage du Maine"	Plantation d'arbres	Dinde
Saupiquet	"Ami des Dauphins"	Protection des dauphins	Thon
Thonon	"Pour que renaissent nos forêts"	Argent reversé à l'ONF pour replanter les forêts après la tempête de 1999 en France	Eau minérale
Candia	"Aidons le WWF à protéger les espèces menacées"	Argent reversé au WWF pour la protection des espèces menacées	Lait

- : signifie soit que l'information détaillée n'existe pas sur le produit, soit que l'information est vague (respectueux de l'environnement)

Tableau I.5.2 : Ecolabels agro-alimentaires en France (Bougherara et Grolleau, 2002)

Le règlement européen pour l'attribution de l'Ecolabel Européen dans l'article 2.5 précise : "le présent règlement ne s'applique pas aux denrées alimentaires". Nous examinons à présent les raisons d'exclusion des produits agro-alimentaires de la plupart des programmes d'écolabellisation.

[82] L'éco-étiquette d'Auchan ne se trouvait pas dans notre corpus d'étiquettes collectées.

C. MISE EN PERSPECTIVE ET DISCUSSION DE L'EXCLUSION DES PRODUITS AGRO-ALIMENTAIRES DU DISPOSITIF D'ÉCOLABELLISATION[83]

Les produits agro-alimentaires sont exclus de la plupart des écolabels officiels à l'exception notable des écolabels néerlandais et indien. Les études relatives aux conditions d'efficacité et d'efficience économique et environnementale des écolabels agro-alimentaires sont relativement rares et prennent généralement en compte des contextes sociaux et juridico-économiques spécifiques, d'où de sérieuses difficultés de comparaison et de transposition. Les travaux pionniers de Blend et Van Ravenswaay (1997) montrent que sous certaines conditions, l'écolabel agro-alimentaire peut être un moyen d'encourager les producteurs à adopter des technologies environnementales innovantes. Parmi les conditions nécessaires, ces auteurs soulignent (i) que les consommateurs doivent accorder une valeur supérieure aux produits écolabellisés par rapport aux produits conventionnels (ii) et que cette différence de valeur doit être égale ou supérieure à la différence des coûts marginaux de production

[83] Cette partie a été rédigée en collaboration avec Gilles Grolleau et Luc Thiébaut dans Bougherara et al. (2003b).

La discussion est basée sur les textes suivants :

Brune A., 1990, Rapport d'information sur les labels écologiques, Rapport Parlementaire n° 1285, 62 p.

Soroste A., 1992, L'agro-alimentaire et l'environnement : le label écologique, **Option Qualité**, 93:8-13.

Soroste A., 1994, L'agriculture biologique: une agriculture durable ?, In : Prieur M., Pulim, Limoges, p. 248.

Doussan I., 1994, L'écolabel agro-alimentaire, Note de travail, CREDECO, Nice.

Boy L., 1996, L'éco-label communautaire, un exemple de droit post-moderne, **Revue Internationale de Droit Economique**, 1:67-99.

associés à ces deux types de produits[84]. Nous "reconstruisons" les raisons ayant justifié l'exclusion des produits agro-alimentaires des programmes officiels d'écolabellisation. (a) Cette reconstruction est réalisée à partir de la collecte des rares textes ayant fondé la création de l'écolabel français et des analyses juridiques *a posteriori* relatives aux modalités d'élaboration des écolabels français et européen. L'analyse fine de ces quelques textes de références nous permet d'identifier les raisons ayant justifié, de manière explicite ou implicite cette exclusion. Ensuite, nous discutons ces raisons sous deux angles: (b) Les raisons qui ont justifié la création des écolabels génériques, c'est à dire s'appliquant à toutes les catégories de produits, existent-elles aujourd'hui dans le champ agro-alimentaire ? (c) Les raisons qui ont justifié l'exclusion des produits agro-alimentaires sont-elles encore valides ? Nous concluons en proposant quelques pistes de réflexion relatives à la prise en compte de l'environnement au niveau des transactions marchandes portant sur les produits alimentaires, notamment par une éventuelle extension de l'écolabel français à ces produits.

a. Exposé des raisons de l'exclusion des produits agro-alimentaires

Afin d'exposer les raisons ayant justifié l'exclusion des produits agro-alimentaires du champ d'application des écolabels, nous nous référons notamment (1) au texte ayant justifié la création de l'écolabel français (Brune, 1990) (2) et à des analyses juridiques *a posteriori* relatives à la construction des écolabels français et européens (Soroste, 1992, 1994; Doussan, 1994, Boy, 1996). A notre connaissance, les sources disponibles sont rares, d'où le faible nombre de textes cités. Bien que la reproduction de certaines références puisse sembler fastidieuse, il nous semble préférable de fournir quelques "morceaux choisis" du matériau original afin d'étayer notre analyse. Lors de l'élaboration législative de l'écolabel NF-Environnement, les produits agro-alimentaires ont été exclus du fait de l'existence d'un ensemble suffisant de signes de qualité, notamment le label de l'agriculture

[84] L'une des limites aux modèles développés dans les travaux de Blend et Ravenswaay (1997) est la faible prise en compte des coûts de transaction et d'information relatifs au fonctionnement des marchés des caractéristiques environnementales. Etant donné que les attributs environnementaux des produits agricoles sont dans la plupart des cas des attributs de croyance c'est à dire non vérifiables par le consommateur ni avant ni après l'achat, ces marchés sont exposés à un fort risque de sélection adverse. Cette spécificité informationnelle, renforcée par le caractère collectif des attributs environnementaux, est susceptible de générer des coûts d'information et de transaction excessifs, pouvant entraîner jusqu'à la disparition de ces marchés (cf. partie II).

biologique. Il semble que l'ajout d'un signe de qualité supplémentaire risquait de concurrencer, peut-être indûment, des signes préexistants.

> "[Les produits agricoles] bénéficient d'une réglementation complète […]. Il ressort de cette description de la réglementation applicable aux produits agricoles biologiques qu'elle commence tout juste à produire ses premiers effets et qu'il serait donc pour le moins prématuré de lui substituer (ou de la compléter) par un label écoproduit avant que celui-ci ait fait la preuve de son efficacité. **Même si, à terme, ce label doit avoir une vocation générale, votre rapporteur estime qu'il ne doit pas dans un premier temps, concerner les produits agricoles**."
>
> Brune (1990)

Des analyses postérieures expliquent cette exclusion en se référant aux spécificités des produits agro-alimentaires, tant au niveau de leur encadrement réglementaire par l'Etat, de leurs particularités environnementales, de l'organisation technique et économique des filières de production, qu'aux liens particuliers qu'entretient le consommateur avec ces produits, du fait de leur ingestion.

> "Les produits agro-alimentaires pourraient être concernés par le label écologique par le biais de leurs emballages, mais le rapport Brune écarte également cette possibilité. [Cet avis] remis en juillet 1991 s'appuie sur deux raisons essentielles:
> - la multiplication des signes apposés sur les produits agro-alimentaires entraînant un risque de confusion du consommateur
> - les emballages posent, en matière de protection de l'environnement essentiellement, un problème de devenir. Au niveau communautaire, les évolutions réglementaires […] devraient se traduire par l'apposition d'un logo dont la juxtaposition avec le label écologique pourrait accentuer la confusion du consommateur.
>
> Ainsi les emballages des produits agro-alimentaires devraient être exclus du dispositif national de certification des produits respectueux de l'environnement (Note DGAL, 16 juillet 1991)."
>
> Soroste (1992)

D'autres analyses (Soroste, 1994; Doussan, 1994) arguent que l'exclusion des produits agro-alimentaires de l'écolabel français se base sur l'absence d'impacts environnementaux dans la phase post-consommation et sur l'image de "produits naturels", de "produits naturellement propres", largement exploitée par le marketing. Ainsi, les produits agro-alimentaires sont considérés comme des produits naturellement biodégradables (Soroste, 1994), des "produits sans déchets", c'est à dire que les impacts environnementaux post-consommation sont négligeables en comparaison de leur importance pour de nombreux produits industriels (Doussan, 1994).

Un autre élément de justification de l'exclusion des produits agro-alimentaires se réfère à la nature spécifique des filières agro-alimentaires, notamment leur diversité, leur segmentation et leur

hétérogénéité. En effet, ces caractéristiques rendent particulièrement difficile l'application de la démarche d'écolabellisation (Doussan, 1994; Boy, 1996).

> "Le caractère alimentaire entraîne une législation particulière en matière de protection du consommateur pour des impératifs de santé et de sécurité. Il semble a priori que ce soit l'exigence de cette réglementation qui empêche une labélisation écologique. Pourtant l'évidence de cette exclusion paraît résider dans une confusion entre protection de la santé du consommateur et protection de l'environnement. Si les produits agro-alimentaires se prêtent assez mal à la labélisation, il semble que ce soit avant tout parce que les filières agro-alimentaires ne sont pas prêtes par manque d'homogénéité, à mettre en place une stratégie commune de labélisation. En outre, le produit agro-alimentaire est présenté traditionnellement comme un produit "naturel", synonyme de nature. Les professionnels ont donc su jouer sur cette image préexistante dans l'esprit du public pour échapper à la labélisation écologique."
>
> Boy (1996)

En résumé, l'exclusion des produits agro-alimentaires du programme d'écolabellisation français relève, selon nous, d'au moins quatre raisons. (i) Le risque de confusion par les consommateurs entre la protection de sa santé (bien essentiellement perçu comme privé) et la protection de l'environnement (bien à caractère public), dans un contexte fragilisé, a incité les décideurs à préférer l'exclusion, au moins dans un premier temps. (ii) Il semble que les rapporteurs parlementaires aient confondu l'agriculture biologique, bénéficiant d'une définition officielle précise et l'agriculture respectueuse de l'environnement. La nécessité d'une telle distinction sera abordée dans la partie c. (iii) La volonté de ne pas créer de confusion quantitative (trop d'informations) et qualitative (mauvaise compréhension) dans un univers riche et fragile de signes de qualité privés et officiels, a joué en défaveur de la création d'un nouveau signe de qualité basé sur des critères environnementaux des produits agro-alimentaires. (iv) Enfin, les filières agro-alimentaires se prêtent mal à ce type de labellisation du fait de leur diversité, de leur hétérogénéité et de leur complexité. De plus, la majorité des acteurs de la filière ne souhaitaient pas l'écolabellisation de leurs produits. Cette présentation des raisons de l'exclusion ne doit pas occulter l'existence d'un débat contradictoire, notamment mené par les associations environnementales qui ont milité en faveur de l'inclusion des produits agro-alimentaires dans le programme d'écolabellisation français (Le Monde, 14/02/91).

b. Les raisons qui ont justifié la création des labels écologiques existent-elles aujourd'hui dans le champ agro-alimentaire ?

La création des écolabels s'appuie notamment sur le double objectif d'information des consommateurs afin de leur permettre d'exprimer leurs choix environnementaux et de valorisation marchande des efforts environnementaux des entreprises (Règlement Européen 880/92). Ces écolabels officiels

semblaient particulièrement pertinents dans un contexte de prolifération d'étiquettes privées comportant des prétentions environnementales dont la véracité est généralement invérifiable par les consommateurs. Bien que défavorable à la création d'un écolabel agro-alimentaire, Brune justifie l'utilité d'un tel instrument pour les autres catégories de produits en soulignant qu'il "pourrait constituer un moyen efficace de maîtriser le développement anarchique de l'utilisation de l'écologie à des fins publicitaires" (Brune, 1990).

La prolifération d'étiquettes à connotation environnementale dans le secteur agro-alimentaire commence à être signalée (Lefferts et Heinicke, 1996[85]; Pujol et Dron, 1999). D'après une étude de Consumers International[86], les produits agro-alimentaires constitueraient le troisième groupe de produits après les détergents et les nettoyants de surface, en terme de nombre d'allégations "vertes" relatives aux produits et/ou à leurs emballages. En réalité, les promesses elles-mêmes ne sont pas très précises et elles peuvent générer la confusion dans l'esprit des consommateurs. Les mécanismes susceptibles de garantir une certaine régulation des transactions sur les attributs de recherche et d'expérience sont généralement inefficaces dans le cas des attributs de croyance[87]. En effet, la loyauté des transactions sur un marché relatif à des caractéristiques de croyance des produits agro-alimentaires

[85] Lefferts L., Heinicke M., 1996, Green Food Labels: Emerging Opportunities for Environmental Awareness and Market Development, Report for Mothers and Others for a Livable Planet, NY.

[86] Consumers International, 1999, Green Claims: Environmental Claims on Products and Packaging in the Shops: An International Study, London, UK.

[87] En général, les attributs de recherche ou d'expérience (Nelson, 1970) peuvent être définis et vérifiés plus ou moins directement par les consommateurs (inspection avant l'achat dans le cas des attributs de recherche ; partage de l'information entre consommateurs informés et consommateurs non informés, jeu des achats répétés, mécanismes de signalement de la qualité, réputation, etc. dans le cas des attributs d'expérience), alors que la définition et la vérification des caractéristiques de croyance, du fait de leur complexité échappent aux capacités cognitives et d'expertise des consommateurs, notamment dans un contexte où les coûts d'acquisition ne doivent pas excéder les bénéfices espérés de cette acquisition.

suppose des mécanismes crédibles pour les trois phases[88] décrites dans Grolleau et BenAbid (2001). (1) En amont de la vérification des caractéristiques, une première étape indispensable consiste à faire converger les attentes des différents partenaires de la transaction vers une définition commune des caractéristiques de croyance sur lesquelles porte la transaction. Par exemple, un écoproduit agro-alimentaire correspond t-il à un produit issu d'un processus de production respectueux de l'environnement, ou à un produit cultivé dans un milieu préservé d'éventuelles contaminations du fait de son éloignement par rapport à d'éventuelles sources de pollutions ou à un produit combinant ces deux propriétés ? Dans le cas des écolabels, cette phase correspond notamment à la sélection des critères environnementaux permettant de définir l'écoproduit. Selon les modalités de réalisation de cette phase, certains groupes d'intérêts peuvent chercher à influencer les critères dans des directions qui leur sont favorables, devenant ainsi des "faiseurs de prix". (2) Les procédures de vérification des caractéristiques préalablement définies contribuent à crédibiliser l'information fournie. Ainsi, une garantie portant sur l'absence de résidus de pesticides dans le produit est étroitement liée à la définition préalable de la liste des molécules recherchées, des seuils de détection choisis, eux-mêmes soumis aux impératifs des technologies existantes et économiquement viables par rapport au consentement à payer des consommateurs. L'identité et la réputation de l'agent vérificateur sont souvent considérées comme des indicateurs de la crédibilité de l'ensemble du processus, cette crédibilité étant d'autant plus forte que le vérificateur est une entité indépendante du producteur, comme dans le cas de la certification.
(3) Enfin, l'efficacité des deux étapes précédentes est soumise à la mise en place d'un signalement efficace, souvent caractérisé par la mise en place de repères ou de résumés (Valceschini, 1999), voire de "raccourcis informationnels" crédibles permettant une économie de savoir et d'attention et aboutissant à une forme de choix loyal, sans pour autant générer des coûts de transaction excessifs. En effet, la simple fourniture d'information, visant à rétablir une certaine symétrie informationnelle, n'implique pas que les consommateurs utiliseront automatiquement cette information, d'où l'importance primordiale des modalités de transmission de l'information émise.

c. Les raisons qui ont justifié l'exclusion des produits agro-alimentaires sont-elles toujours valides?

L'exclusion des produits agro-alimentaires et de leurs emballages a été rapidement contestée par des associations environnementales (Le Monde, 14/02/91). Les arguments relatifs à l'absence de déchets ou à la biodégradabilité des produits agro-alimentaires semblent non fondés, notamment avec une

[88] Des faits empiriques appuyant l'importance de se référer à ces trois phases, dans le cas des produits agro-alimentaires sont disponibles dans Fulmer M., Eco-Labels on Food Called Into Question, *Los Angeles Times*, August, 26, 2001. Les débats en France relatifs à l'agriculture raisonnée constituent un autre support empirique d'application de cette grille d'analyse.

méthodologie de sélection des critères basée sur l'analyse de cycle de vie. En effet, il serait abusif de réduire les impacts environnementaux des produits agro-alimentaires à leurs seuls impacts environnementaux post-consommation. Avec un tel critère, certes pertinent pour d'autres produits, les programmes d'écolabellisation du bois n'auraient jamais vu le jour.

La discussion (Thiébaut, 1995) de la confusion entre agriculture biologique et agriculture respectueuse de l'environnement nous amène à distinguer l'écoproduit agro-alimentaire des produits issus d'autres types d'agricultures (biologique, raisonnée, durable, etc.) car la qualité environnementale est au centre des garanties proposées au consommateur. Sans nier les conséquences environnementales généralement faibles sinon positives, des agricultures alternatives et leurs recoupements avec les exigences de l'écoproduit agricole, nous notons que les points relatifs à l'environnement y relèvent plus de recommandations générales, d'une philosophie d'ensemble, que d'une stratégie précise ou d'obligations de moyens ou de résultats. Ainsi, bien que l'agriculture biologique soit environnementalement préférable à l'agriculture conventionnelle, son objectif premier n'est pas la préservation de l'environnement, mais plutôt une "promesse perçue" de meilleure qualité sanitaire. L'existence de la labellisation biologique ne constitue pas une cause rédhibitoire d'exclusion des produits agro-alimentaires de l'écolabellisation. Par exemple, les Pays-Bas disposent d'un label écologique *Milieukeur* distinct du label biologique *Eko*. Cet argument a également été contré dans la résolution du Parlement Européen qui a adopté une résolution demandant à la Commission la création d'un label signalant de "façon uniforme" au consommateur "les produits agricoles et les denrées alimentaires respectant davantage l'environnement" (JOCE du 26/10/98, C 328). Cette résolution s'appuie notamment sur deux constats :(a) la prolifération de signes de qualité privés comportant des prétentions environnementales et la difficulté pour le consommateur de distinguer le discours de la réalité (b) la prévision d'une part de marché limitée (10%) pour les produits issus de l'agriculture biologique, malgré la demande croissante des consommateurs de garanties environnementales.

> "[Le Parlement Européen]
> - demande la création d'une troisième catégorie de qualité fondée sur des critères environnementaux au sens large (…) fait observer, enfin, que l'adoption d'un label de qualité européen permettrait d'informer, de façon uniforme, le consommateur de l'existence de cette nouvelle catégorie de qualité
> - entend par cette troisième catégorie de qualité, d'une part, répondre à la demande du consommateur (…) et, d'autre part promouvoir l'agriculture écologique ; invite la Commission à étudier la possibilité de fonder ce label sur des analyses de cycle de vie (ACV) du produit concerné, et ce afin de définir des critères plus clairs et vérifiables.."
>
> Résolution du Parlement Européen (JOCE C 328 du 26/10/98)

La situation de la France est un peu particulière, car elle possède de nombreux signes distinctifs officiels de qualité par rapport à d'autres pays européens, notamment nordiques favorables à la

création d'un écolabel agro-alimentaire. Selon Pujol et Dron (1999), "de nouvelles identifications, notamment environnementales, seraient donc peu visibles voire marginalisées dans un tel contexte". Ainsi, l'introduction d'un label écologique dans le champ des produits agro-alimentaires pourrait générer une confusion d'ordre qualitative (notamment une suspicion sanitaire sur les produits non écolabellisés) ou quantitative, du fait d'une couverture informationnelle déjà importante et manquant de lisibilité dans l'esprit du consommateur. Le produit alimentaire, du fait de son ingestion par le mangeur qui "devient ce qu'il mange" est l'objet d'un regard particulier et attentif du consommateur.

Les perceptions des consommateurs sont souvent globalisantes en associant les allégations environnementales à d'autres caractéristiques intrinsèques, comme un meilleur goût ou une qualité sanitaire supérieure, ou extrinsèques comme le bien-être animal ou les prix "équitables" aux producteurs. Ces perceptions, parfois subjectives, sont souvent entretenues par le marketing ambigu des produits agro-alimentaires. A l'opposé, les experts ont recours à des définitions de l'écoproduit agro-alimentaire relativement fines et "compartimentées". Or, les efforts environnementaux des producteurs n'affectent généralement pas (ou peu) la qualité intrinsèque du produit vendu, mais plutôt et à long terme, les caractéristiques du milieu biophysique du lieu de production. De surcroît, les spécificités des filières agro-alimentaires rendent l'élaboration des critères d'écolabellisation particulièrement difficile. Comme nous l'avons évoqué dans la section B, le "berceau" des produits agro-alimentaires, c'est-à-dire la phase initiale d'une analyse de cycle de vie, pourrait être assimilé à la phase de production agricole qui s'effectue dans une multitude d'unités juridiquement autonomes, de faible dimension et réparties sur l'ensemble du territoire. La définition d'une agriculture respectueuse de l'environnement serait relative (à l'inverse de la définition "absolue" de l'agriculture biologique, c'est-à-dire l'absence d'intrants de synthèse), soumise à des contingences dépendant de la localisation économique, spatiale et temporelle des exploitations concernées. L'élaboration des critères permettant l'écolabellisation supposerait une déclinaison régionale, particulièrement difficile à mettre en œuvre (tant au niveau de leur définition régionalisée que de leur vérification) et à communiquer clairement, de manière uniforme et simple aux consommateurs. Il conviendrait également dans le cas des produits transformés de suivre le produit alimentaire tout au long de son cycle de vie, ce qui ne peut être envisagé de manière homogène tant les filières de production varient en terme d'organisation, de poids sur le marché, etc.

CONCLUSION

Les impacts environnementaux importants de la filière agro-alimentaire font de l'écolabellisation un instrument potentiel de politique d'environnement, complémentaire aux autres outils des politiques d'environnement. Par ailleurs, le développement d'écolabels agro-alimentaires montre l'existence d'une demande pour ce type de produits. Cette demande est difficile à caractériser tant le lien entre l'ensemble des caractéristiques des produits est complexe dans l'esprit du consommateur, notamment le lien entre caractéristiques privées des biens, telles que le goût ou la sécurité sanitaire, et caractéristiques environnementales à caractère public (cf. parties II et IV). Les produits agro-alimentaires constituent de plus en plus un support de communication environnementale, privée en France et dans le monde et parfois publique, dont la gestion semble particulièrement délicate, notamment du point de vue des autorités publiques à la recherche d'un compromis efficace et efficient entre différents objectifs : loyauté des transactions, préservation de l'environnement, protection des consommateurs, etc. Du fait de l'intangibilité des caractéristiques environnementales des biens, il s'agit de fournir au consommateur une information crédible et visible (cf. parties II et III). D'ailleurs, afin d'éviter une forme de surabondance informationnelle, certains auteurs (Pujol et Dron, 1999) ont suggéré de soumettre l'attribution des signes officiels de qualité (Label Rouge par exemple) à la réalisation de normes environnementales minimales. Pour raisonner la prolifération d'allégations environnementales, certains Etats ont établi des droits de propriété sur l'utilisation de certaines allégations environnementales en proposant des définitions et des modalités de vérification uniformisées. Les attributs environnementaux des produits génèrent des défaillances du mécanisme marchand, semblant arguer en faveur d'une intervention étatique. Si cette intervention s'avère réellement nécessaire, ces modalités peuvent être diverses et variées, et leurs effets combinés, dans un contexte particulier, sont difficilement évaluables *ex ante*.

PARTIE II

Caractérisation economique de l'ecolabel

Nous avons introduit dans la partie I, l'écolabel comme un instrument, pariant sur les forces du marché, et encouragé par l'Etat, destiné à pallier la sous-fourniture des biens d'environnement. Du point de vue des firmes, l'écolabel constitue aussi un instrument de différenciation environnementale des produits, potentiellement source de gains, en termes de parts de marché gagnées, ou de consentements à payer plus élevés des consommateurs. Cependant, cet instrument peut être, lui-même, source d'inefficacités, en présentant des défis à relever pour acquérir une attractivité auprès des pouvoirs publics, des firmes et des consommateurs. (i) Le respect de l'environnement, à travers la prise en compte des étapes du cycle de vie des produits, est souvent une caractéristique invérifiable pour le consommateur au niveau des produits. Cette intangibilité rend particulièrement difficile une stratégie de différenciation des produits. D'une part, pour les consommateurs, la mesure des caractéristiques environnementales s'avère coûteuse et consommatrice en ressources, pouvant aller jusqu'à la dissipation totale du consentement à payer pour ces caractéristiques. Ce problème de mesure est aggravé par l'intangibilité des bénéfices de préservation de l'environnement du fait de leur caractère public. D'autre part, pour les firmes honnêtes, l'adoption d'une stratégie de différenciation environnementale des produits est, dans ces conditions, découragée. Par contre, pour les firmes opportunistes, la difficile mesure des attributs environnementaux, par les consommateurs, représente une source potentielle de gains, par la possibilité de manipuler une information non vérifiable. (i) L'écolabel bien qu'introduisant l'environnement dans une logique de marché, où existe une offre et une demande potentielles d'environnement, à travers les produits, déplace le problème de la fourniture de biens à caractère public vers les consommateurs. La question se rapporte, dès lors, à la fourniture, par les consommateurs, d'un bien à caractère public à travers le mécanisme privé d'achat d'écoproduits. Le caractère public des bénéfices se heurte au caractère privé de l'achat.

L'objectif de cette partie est d'examiner les obstacles à l'efficacité du marché à fournir des attributs environnementaux, au niveau de la relation entre vendeur et acheteur. Le chapitre 1 présente cette relation, à travers l'écolabel, comme un contrat implicite pour la fourniture d'attributs environnementaux. Nous examinons les problèmes de mesure des attributs des biens par une approche

empruntant à la branche de la mesure de l'économie des coûts de transaction. Nous déterminons les caractéristiques de la transaction. Les différentes sources de coûts de mesure des attributs des écoproduits ainsi que les implications au niveau de la capacité du marché à fournir des attributs environnementaux sont dégagées. Enfin, nous montrons la nécessité de concevoir des arrangements institutionnels permettant la fourniture de qualité environnementale (chapitre 2). Dans le chapitre 3, nous considérons une analyse expérimentale des marchés avec coûts d'information sur la qualité des biens. L'objectif est d'observer le comportement des marchés en présence de coûts croissants de transaction, lorsque la mesure – plus ou moins coûteuse – des attributs revient à l'acheteur. Nous montrons que plus l'information est coûteuse, plus l'efficacité est faible. Le chapitre 4 traite de la contribution à un bien à caractère public à travers le mécanisme privé d'achat des écoproduits. Les bénéfices environnementaux étant essentiellement collectifs, l'analyse théorique prédit la sous-fourniture des biens d'environnement. Nous présentons les mécanismes susceptibles de rétablir l'efficacité de la fourniture de ces biens à travers le marché des produits respectueux de l'environnement. Nous réalisons notamment une analyse originale combinant à la fois les problèmes informationnel et les problèmes de fourniture d'un bien public. Une analyse de l'étiquetage environnemental nous révèlera les stratégies des acteurs pour mettre en œuvre ces mécanismes.

Chapitre 1

Coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits

> "It was a situation of which they were both aware; […]. Peters knew that for those reasons, Leamas would lie; […]; and he, Peters, would have to nail the lies. He knew, too, that the very fact that Leamas was a professional could militate against his interests, for Leamas would select where Peters wanted no selection; Leamas would anticipate the type of intelligence which Peters required – and in doing so might pass by some casual scrap which could be of vital interest to the evaluators."
>
> The Spy Who Came in from the Cold, John Le Carré (1953, p.73)

La multiplication des éco-étiquettes aux contenus et formes divers, évoquée aux chapitres 3 et 5 de la partie I, est favorisée par l'imperfection de l'information sur le marché des écoproduits. En information parfaite, les consommateurs, aux capacités cognitives illimitées, "olympiennes", selon la rationalité substantielle, seraient en possession d'un pouvoir de sanction des firmes opportunistes, par le non-achat des produits aux étiquetages trompeurs. Dans la réalité, l'imperfection de l'information est la règle plutôt que l'exception, et ne permet pas toujours de prévenir les comportements de fraude de la part des vendeurs dans l'éco-étiquetage de leurs produits. L'objectif de ce chapitre est de présenter et d'analyser les obstacles informationnels à l'achat d'écoproduits par les consommateurs. Nous analysons ces obstacles informationnels à l'aide la branche de la mesure de la théorie des coûts de transaction. Cette littérature, pourtant reconnue comme l'une des deux branches de la théorie des coûts de transaction, a fait l'objet de peu de travaux et est relativement peu appliquée. De ce fait, l'objectif n'est pas ici l'exhaustivité mais la réalisation d'une première analyse des écolabels par cette approche afin de rendre compte de sa pertinence. Celle-ci introduit le rôle des institutions (*institutions matter*) et de l'organisation des agents dans la réduction ou l'augmentation du niveau des coûts de transaction. Le but des agents est de réduire les coûts générés par la transaction par une organisation de l'échange et la conception d'institutions, réduisant l'incertitude dans l'échange (North, 1990). Nous étudions l'écolabel comme un dispositif institutionnel, influençant les "règles du jeu" de l'échange. Cependant, comme d'autres institutions, l'écolabel est un "panier mixte d'éléments permettant de réduire les coûts et d'autres éléments susceptibles de les augmenter" (North, 1990, p.63).

Le chapitre est organisé en 3 sections. Dans la section A, nous décrivons l'écolabel comme un contrat implicite entre vendeur et acheteur pour la fourniture de caractéristiques environnementales. Nous déterminons les caractéristiques de la transaction et des contractants. Dans la section B, nous nous intéressons à l'économie de l'information. Bien que ses propositions soient différentes de celle de l'économie des coûts de transaction, nous trouvons pertinente la classification des biens en biens de recherche, d'expérience et de croyance. Nous proposons, à partir des articles séminaux, une description des biens en terme d'acquisition de l'information sur la qualité. Comme d'autres auteurs, nous réutilisons cette classification pour déterminer la source des coûts de mesure, qui rendent difficile la conception et l'exécution du contrat implicite. Ils peuvent avoir différentes sources, que la section C classe en trois catégories : les coûts de définition et de vérification des termes du contrat et les coûts de signalement des attributs environnementaux. Ce sont trois éléments du contrat. Le niveau élevé de ces coûts d'échange d'attributs environnementaux peut mener à l'inexistence du marché du fait de l'incertitude sur la qualité. Nous examinerons ces conséquences dans le chapitre suivant.

A. L'ECOLABEL : UN CONTRAT IMPLICITE ENTRE VENDEUR ET ACHETEUR

Dans la logique de Klein et Leffler (1981), nous souhaitons décrire l'écolabel comme un contrat entre vendeur et acheteur (Reynaud et Valceschini, 2000 ; Ménard et Valceschini, 1999). Ces auteurs envisagent un marché sans intervention de l'Etat, dans lequel les agents interagissent pour la fourniture d'un bien dont la qualité n'est connue par les consommateurs qu'après l'achat. Nous étudions les caractéristiques du contrat et des contractants. Ceci posera les bases de l'analyse en termes de coûts de mesure des sections suivantes.

a. Le caractère implicite du contrat

Nous empruntons à Brousseau (1993) une définition du contrat.

> "un contrat est un accord entre deux (ou plusieurs) agents économiques par lequel ils s'obligent envers un ou plusieurs autres à céder ou s'approprier, faire ou ne pas faire certaines choses"
>
> Brousseau (1993, p.25)

Un écolabel, comme toute marque, peut être considéré comme un contrat entre vendeur et acheteur (Ménard et Valceschini, 1999). Le vendeur s'engage à fournir une qualité environnementale à travers les caractéristiques de son produit que le consommateur s'engage ou non à acheter au prix proposé.

Le contrat peut être qualifié de contrat implicite[89], c'est-à-dire non explicitement codifié dans un document écrit ou par un engagement oral. Klein et Leffler (1981, p.616) distinguent le contrat implicite[90] du contrat explicite tel que les systèmes de garantie, comprenant des clauses écrites, dont la conception et la mise en œuvre impliquent forcément des coûts. Dans le contrat implicite, les agents économiques sont incités à tenir leurs promesses essentiellement sous la menace de pertes économiques futures – pouvant aller jusqu'à rupture du contrat. Tant que pour chacune des parties, les bénéfices retirés du respect du contrat excèdent les coûts, le contrat, explicite ou implicite, sera auto-exécutoire.

> "Contracts will be self-enforcing when it pays the parties to live up to them – that is in terms of the costliness of measuring and enforcing agreements, the benefits of living up to contracts will exceed the costs"
>
> North (1990, p.55)

Sous plusieurs aspects, l'écolabel peut être vu comme un contrat implicite, pour lequel le recours à un tribunal pour non-respect du contrat s'avère relativement coûteux (voir Raynaud et Valceschini (2000) pour une application aux labels collectifs de qualité)[91]. La notion de qualité environnementale, de respect, de protection de l'environnement déclinée sous diverses formes est relativement soumise aux perceptions des agents dans la transaction. L'offre de qualité environnementale ne recoupe pas forcément la demande de qualité environnementale. Les allégations utilisées sur l'étiquetage ne

[89] La littérature économique sur les contrats implicites se réfère plus couramment aux contrats de travail. L'article fondateur d'Azariadis (1975) analyse les engagements tacites des employeurs à garantir à leur personnel un taux de salaire et/ou des conditions de travail indépendants des fluctuations aléatoires du marché du travail. L'analyse est en terme de partage de risque entre les agents sur une période de temps donnée. Akerlof (1982) suggère une autre explication en termes d'échanges de cadeaux, la firme fixant des taux de salaire plus élevés en échange d'un effort de la part des employés au-delà du minimum exigé par les clauses explicites du contrat.

[90] Klein et Leffler (1981) n'utilisent pas le terme "implicite", mais différencient leur objet d'étude (qui correspond à l'étude des contrats implicites) des contrats "explicites" (terme qu'ils utilisent).

[91] Le contrat comporte, en réalité, à la fois des clauses explicites et implicites. Nous nous focalisons cependant sur l'aspect implicite du contrat.

recouvrent pas le même sens pour les deux parties. La relation est donc fragile et sujette à divergences du fait du non-respect de critères implicites. Par exemple, il est probable que, face à des produits écolabellisés, le consommateur s'attende à l'absence d'OGM. Ces attentes sont implicites, c'est-à-dire qu'elles ne font pas l'objet d'un contrat écrit. Mais, leur non-respect peut entraîner l'absence d'achat.

Nous insistons sur la difficulté de faire converger les préférences des consommateurs avec l'offre des vendeurs. Les promesses mutuelles de chacune des parties comportent des zones floues. Etant donnée la difficulté pour le consommateur de définir ce qu'est un produit qui respecte l'environnement (difficulté partagée par les experts d'ailleurs), son engagement consiste à préférer le produit, ou même à payer un surprix, et de déléguer la définition de ce qu'est un écoproduit au vendeur ou à tiers. Le vendeur de son côté, s'engage à définir et fournir un produit "bon pour l'environnement", aux performances environnementales supérieures à celles des produits concurrents.

La question sera alors d'élaborer des contrats afin de minimiser à la fois les risques de rupture du contrat, du fait de l'opportunisme d'une des parties[92], et la dissipation de rente, du fait de perte de ressources dévolues à la mesure.

> "Under conditions of uncertainties with respect to the future or problems of agency for which enforcement is difficult, the contracting parties will attempt to structure contracts that will minimize the potential both for contract violation and for rent dissipation."
>
> North (1990, p.59)

Nous décrivons dans la suite les caractéristiques des contractants et l'objet de la transaction.

b. Caractéristiques du contrat

L'écolabel entre vendeur et acheteur constitue un contrat, essentiellement implicite, portant sur des caractéristiques difficilement mesurables, à caractère public et relevant essentiellement de pratiques réalisées en amont de la transaction et parfois en aval.

(i) Le contrat porte sur une caractéristique difficilement mesurable, au niveau du produit, pour le consommateur. Consommateurs et vendeurs n'ont pas la même information sur les caractéristiques

[92] Williamson (1985) évoque une idée similaire lorsqu'il décrit la marque comme un actif spécifique, qui expose celui qui y investit à l'opportunisme de l'autre partie.

environnementales des produits. La figure I.3.3[93] présentait une grille d'analyse du contenu des écolabels. Ils peuvent porter sur le respect de l'environnement au niveau du processus de production sans affecter le produit (quantité d'énergie utilisée), sur le choix des constituants du produit (recyclabilité), ou sur l'image de la firme (sponsoring). Dans les trois cas, le coût de mesure de l'information sur l'amélioration de l'environnement est relativement élevé. Comment, en effet, en tant que consommateur, vérifier les pratiques de l'industriel concernant ce produit écolabellisé particulier que je souhaite acheter ? Comment vérifier que l'emballage est recyclable ? Ces coûts peuvent mener jusqu'à l'impossibilité de rendre exécutoire le contrat.

(ii) L'objet du contrat, fournir une qualité environnementale, présente une autre dimension rendant l'exécution du contrat particulièrement difficile. Il s'agit de la dimension publique de la fourniture de biens d'environnement. Bien que certaines caractéristiques environnementales aient une dimension privée (moindre consommation d'énergie), la plupart portent sur des caractéristiques à caractère public, sujettes aux comportements de passagers clandestins. Ce point fera particulièrement l'objet du chapitre 3 de cette partie.

(iii) Enfin, le contrat repose sur une offre et une demande de pratiques respectueuses de l'environnement plutôt que sur une amélioration effective de l'environnement. La contribution individuelle d'une firme à la préservation de l'environnement est difficile à déterminer pour deux raisons principales. D'une part, l'amélioration environnementale est le fait de nombreux agents, ce qui complique l'attribution de responsabilités pour une amélioration (ou une dégradation) de l'environnement. D'autre part, l'amélioration environnementale n'est pas immédiate et il existe un délai souvent important entre la mise en œuvre d'une pratique préférable pour l'environnement et ses conséquences sensibles sur l'environnement. Du fait de ces coûts de mesure des performances environnementales effectives des firmes, le contrat repose souvent sur des pratiques, censées mener à une amélioration environnementale.

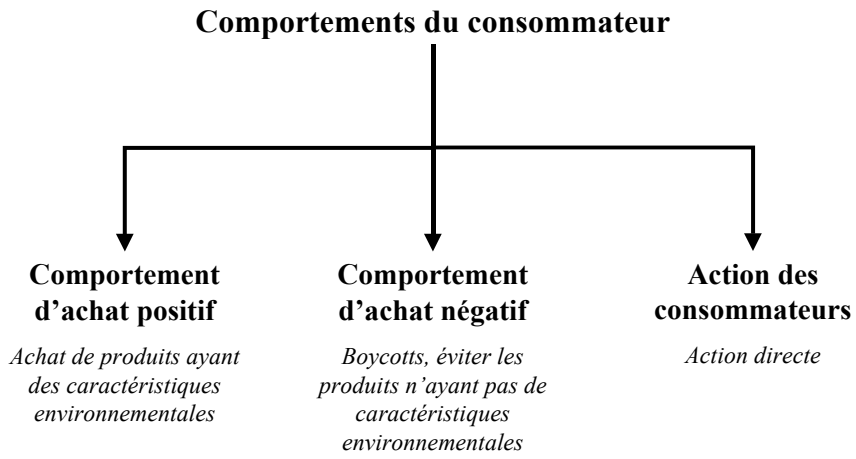
c. Caractéristiques des contractants

Il est fructueux de s'intéresser aux caractéristiques des contractants. On constate notamment des asymétries entre les caractéristiques des deux parties de l'échange, asymétries qui ont des répercussions sur la mise en œuvre du contrat. Nous en évoquons quelques-unes.

[93] Chapitre 3, Partie I.

(i) Tout d'abord, les possibilités d'action de chacun des contractants sont différentes. Le contrat repose essentiellement sur les décisions de la firme. C'est, elle, qui choisit le niveau de performances environnementales du contrat, à travers le type d'écolabel qu'elle adoptera, niveau qui détermine à la fois ses coûts et les bénéfices espérés des deux parties de l'échange. Comme nous l'avons examiné dans le chapitre 4 de la partie I, la firme peut même agir sur la fixation du niveau de critères des écolabels officiels. Par contre, les possibilités d'action du consommateur se résument souvent à l'achat ou non des produits proposés par la firme, à la répétition ou non de la transaction, à la récompense ou à la sanction des comportements de la firme. C'est ainsi que le contrat repose sur les flux de ventes futures. Néanmoins, bien que ces comportements varient selon les pays, les consommateurs utilisent parfois d'autres formes de comportements. La figure II.1.1 en présente une grille d'analyse.

Figure II.1.1 : Les différents types de comportements potentiels des consommateurs face aux vendeurs de produits écolabellisés



Le premier type est un comportement d'achat positif, aussi appelé *buycott* : il s'agit de récompenser par l'achat les firmes proposant des produits écolabellisés. Le deuxième type est un comportement d'achat négatif de *boycott*, de sanction des firmes ayant failli à la fourniture de caractéristiques environnementales. Enfin, les consommateurs peuvent aussi influencer les termes du contrat en agissant directement par des interventions directes à travers des associations dont ils sont membres où dont elles soutiennent les activités ("consom'acteur"). Par exemple, le Collectif de l'Ethique sur L'Etiquette[94] mène des actions de sensibilisation des consommateurs et de dénonciation des pratiques telles que le travail des enfants. Ce dernier type de comportement est assez peu répandu en France.

[94] http://www.ethique-sur-etiquette.org/

(ii) Les vendeurs sont susceptibles de réaliser des économies d'échelle substantielles dans les coûts investis dans la définition des écoproduits. Les consommateurs diffèrent des vendeurs par (1) leurs capacités cognitives (traitement de l'information) et (2) par leur manque de capacités d'expertise. Les implications sont qu'une information détaillée et complexe risque de générer des coûts de traitement de l'information prohibitifs pour les acheteurs, aggravés par la fréquence parfois élevée de la transaction (achat une fois ou plus par semaine pour les produits alimentaires). L'écolabel peut diminuer certains coûts mais en augmenter d'autres, rendant le résultat final incertain.

(1) Par exemple, Wynne (1994) dénonce la quantité d'information fournie aux consommateurs à travers les profils environnementaux (voir l'exemple de l'écolabel de type III de Volvo sur la figure I.3.13[95]), qui sont des histogrammes représentant les différents niveaux d'impact des produits sur divers compartiments de l'environnement. L'idée est de fournir aux consommateurs une information brute pour lui permettre de faire un choix éclairé entre différents produits. Une information trop détaillée peut s'avérer coûteuse à traiter, du fait des capacités cognitives limitées des consommateurs.

(2) De plus, les consommateurs souffrent aussi d'un manque de capacités d'expertise de l'information fournie. Les impacts environnementaux des produits sont souvent complexes (Moisander, 1997; Wagner, 1997). Même s'ils avaient des capacités de traitement infinies de l'information, ils n'ont pas forcément l'expertise nécessaire pour juger de la pertinence d'une action par rapport à la préservation de l'environnement. Parfois, même les firmes ne peuvent mesurer les conséquences de leurs actions sur l'environnement[96].

(iii) Enfin, même avec des capacités de traitement de l'information et d'expertise parfaites, les consommateurs ont, de manière individuelle, peu de pouvoir de sanction sur les firmes. Ils sont constitués de nombreuses petites unités anonymes, de structure atomistique, dans laquelle l'information diffuse difficilement, rendant difficile l'incitation des firmes à respecter le contrat.

L'asymétrie des caractéristiques des contractants porte sur les capacités d'actions de chacune des parties, les capacités cognitives, les capacités d'expertise, ainsi que le pouvoir de sanction des comportements frauduleux.

[95] Chapitre 3, Partie I.

[96] Parfois, même les experts peuvent être divisés sur la question des conséquences des activités humaines (réchauffement climatique).

B. CLASSIFICATION DES BIENS EN TERMES DE COUTS DE MESURE DE LA QUALITE

Les problèmes d'information sur la qualité des biens dans la relation vendeur/consommateur, ont été étudiés dans le cadre de l'économie de l'information. Ce cadre théorique diffère de celui de l'économie des coûts de transaction à la Barzel. Le cadre théorique de l'économie de l'information s'appuie essentiellement sur le relâchement de l'hypothèse d'information parfaite du marché walrasien. Les relations entre vendeurs et acheteurs sont décrites comme des relations d'agence, dans lesquelles l'information est asymétrique. Les problèmes découlant de cette asymétrie, sélection adverse et aléa moral, sont analysées comme des défaillances du marché pour lesquelles il convient de concevoir des contrats avec une rémunération incitant l'agent à adopter des comportements générant des gains mutuels.

L'analyse de Barzel introduit les problèmes d'information moins dans une perspective d'asymétrie mais plutôt sous l'angle de l'évaluation coûteuse de la qualité. L'absence, ou la suppression, du marché correspond à une forme d'organisation des transactions efficace puisqu'elle permet d'économiser sur des coûts de mesure qui seraient prohibitifs. Barzel (1982, p.28) considère les problèmes étudiés dans le cadre de l'économie de l'information (théorie du signal et sélection adverse) comme des cas particuliers du problème plus général des coûts de mesure.

Conscients de ces différences fondamentales, nous faisons un détour par l'économie de l'information afin d'exploiter la classification des biens en trois catégories réalisée avec une interprétation en termes de coûts de mesure.

L'économie de l'information classe les biens en trois catégories : biens de recherche, d'expérience et de croyance. Ces types sont souvent définis par référence au moment, dans la transaction, où l'acheteur obtient l'information sur la qualité. Les biens de recherche sont des biens pour lesquels l'acheteur obtient l'information avant l'achat ; les biens d'expérience, après l'achat ; et les biens de croyance, ni avant, ni après l'achat (Karl et Orwat, 1999). Les caractéristiques environnementales des biens sont généralement de croyance. Nous définissons les biens de croyance à partir des auteurs originaux et montrons que bien que ceux-ci se référaient au moment où le consommateur a l'information sur la qualité (avant, après l'achat ou jamais), leur analyse était principalement une analyse en termes de coûts subis par les acheteurs. Dans la lignée d'autres auteurs, nous précisons la définition des biens de croyance.

a. Contributions originales à la classification des biens

La classification des biens ou caractéristiques[97] en trois types dans le cadre de l'économie de l'information prend sa source dans trois contributions : Stigler (1961), Nelson (1970) et Darby et Karni (1973).

Dans la théorie de recherche d'information de Stigler (1961), le consommateur poursuit sa recherche d'information supplémentaire tant que le coût marginal de cette information n'excède pas son bénéfice marginal espéré. Stigler ne traitait pas de la recherche d'information sur la qualité des produits mais de la recherche du prix le plus faible d'un produit homogène dans différents points de vente. Son analyse a été étendue par Nelson.

Pour Nelson (1970), un bien de recherche est un bien pour lequel les acheteurs peuvent inspecter les diverses alternatives avant l'achat. L'auteur cite l'exemple d'une robe essayée avant l'achat. Il introduit une nouvelle catégorie de biens : les biens d'expérience pour lesquels le processus de recherche d'information de Stigler échoue. Pour ces biens, il vaut mieux pour le consommateur acquérir l'information sur la qualité par l'achat du bien que par la collecte d'information avant l'achat. Ainsi, le coût de recherche de l'information avant l'achat est supérieur au prix du bien (par exemple, évaluation de diverses marques de thon en boîte). Pour faire son choix, il est préférable pour le consommateur d'acheter de l'information à travers "l'expérience" du produit, c'est-à-dire l'achat et la consommation du produit, tant que le coût marginal de l'information acquise de cette manière est inférieur à son bénéfice marginal.

Enfin, dans leur article séminal, Darby et Karni (1973) ajoutent une troisième catégorie de biens : les biens de croyance (*credence goods*[98]*)*. Ils définissent trois types de qualités associées à un achat

[97] Cette classification n'ignore pas la diversité des nombreux attributs de chaque bien mais considère les attributs saillants des biens.

[98] Ce terme a aussi été traduit par "biens de confiance". Nous préférons néanmoins le terme "croyance" au terme "confiance". Selon nous, la confiance est un mode de coordination entre acteurs. C'est un mécanisme, parmi d'autres, permettant de surmonter ce problème de non-mesurabilité des attributs des biens ou des services. La notion de croyance correspond à la situation d'un individu réduit à "croire" en l'absence de moyens de mesurer les attributs des biens.

particulier : les qualités de recherche connues avant l'achat, les qualités d'expérience connues après l'achat et les qualités de croyance, coûteuses à déterminer même après l'achat.

b. Le modèle de Darby et Karni (1973)

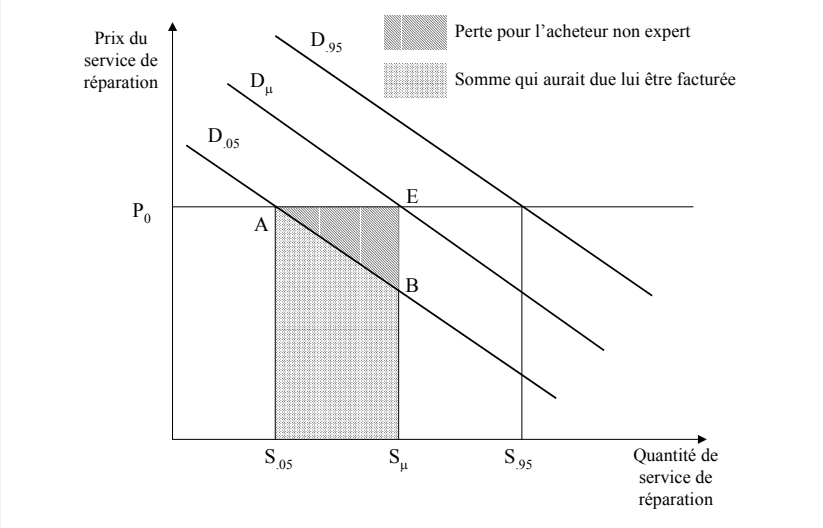
Ces auteurs analysent le marché des services de réparation de voitures. L'encadré II.1.1 expose le modèle de Darby et Karni (1973).

Encadré II.1.1 : Le modèle de Darby et Karni (1973)

Analyse du côté de la demande

La figure II.1.2 représente trois courbes de demande pour des services de réparation. La courbe dénotée D_μ est une courbe de demande pour des services de réparation pour un acheteur qui possède un bien durable de performance moyenne c'est-à-dire que la performance de cette unité correspond à la moyenne de la distribution des performances de ce bien particulier sur le marché. La demande pour des services de réparation pour une unité de performance supérieure à la moyenne est à gauche de D_μ. La courbe de demande pour une unité qui a des performances supérieures à celles de 95% des unités du marché est dénotée $D_{.05}$. De manière similaire, la demande pour des services de réparation d'une unité aux performances moins élevées que celles de 95% des unités sur le marché est dénotée $D_{.95}$.

Figure II.1.2 : Courbes de demande de services de réparation en fonction des performances du bien durable



Etant donné le prix d'un service de réparation, P_0, l'acheteur expert achète $S_{.05}$, S_μ ou $S_{.95}$ ou une autre quantité qui dépend de l'unité particulière qu'il possède. L'acheteur non expert, qui par définition n'est pas capable d'évaluer de manière adéquate son besoin en services de réparation, peut être mené à croire qu'il possède une unité dont le niveau de performance est inférieur à son réel niveau de performance. Par exemple, un consommateur qui possède une unité dont la performance est supérieure à celles de 95% des unités sur le marché, et ainsi devrait se comporter selon la courbe $D_{.05}$, peut être trompé par le diagnostic d'un réparateur l'amenant à croire que la véritable performance de son unité est égale à la performance de l'unité moyenne. Ainsi, à P_0, le consommateur non expert achète une quantité de services de réparations S_μ. Il paye $(S_{.05}\text{-}S_\mu).P_0$ pour des services de réparation valant seulement l'aire $S_{.05}ABS_\mu$. La valeur de la perte due à la fraude est donnée par l'aire ABE.

Analyse du côté de l'offre
Darby et Karni analysent deux situations. Les périodes durant lesquelles le nombre de clients est faible et celles durant lesquelles le nombre de clients est élevé. Dans le premier cas, le vendeur est incité à prolonger la période de services aux clients par des services de réparation vendus en quantité plus grande que ce qui aurait été acheté par des acheteurs ayant les capacités d'expertise. Cependant, ces services supplémentaires facturés aux clients augmentent le risque de perte de clientèle dans le futur (perte de la bonne volonté, "good will"). Ainsi, les profits du vendeur peuvent s'écrire :

Profit attendu d'un client particulier = Profit si le diagnostic est accepté x Probabilité que le diagnostic soit accepté + Valeur présente des ventes futures x Probabilité que le client revienne

$$\pi = [P \times S - C(S)] \times [1 - F(S)] + V \times [1 - H(S)]$$

Avec π, la valeur présente espérée du profit total généré par un client ; P, le prix du service de réparation ; S, la quantité totale de service prescrit ; V, la valeur présente anticipée des futurs profits des services à un client donné ; C(S), les coûts variables totaux des services prescrits ; F(S), la probabilité que le client refuse le service qui lui est proposé ; H(S), la probabilité que le client ne revienne pas pour ses achats futurs.

Pour qu'il y ait fraude, il faut que le retour marginal du fait de vendre des services supplémentaires S* à un acheteur expert soit supérieur au coût marginal en termes de pertes de profits espérés dues à la fraude :

$$[P - C'(S^*)] \times [1 - F(S^*)] > [P \times S^* - C(S^*)] \times F'(S) + V \times H'(S)$$

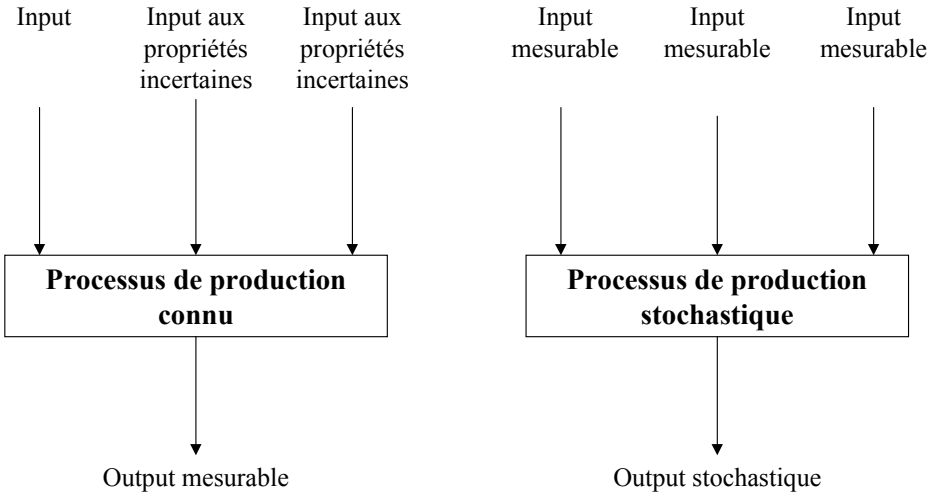
Il y a ainsi deux implications : 1) Plus la valeur présente anticipée des profits futurs est élevée, plus l'incitation à la fraude est faible. Ainsi, les touristes et les clients occasionnels ont une plus grande probabilité d'être trompés. 2) Plus les capacités d'expertise de l'acheteur sont élevées, plus le niveau optimal de fraude de la firme est faible.

Dans les périodes durant lesquelles le nombre de clients est élevé, la fraude existe mais elle sera de nature différente. Deux formes de pratiques frauduleuses peuvent apparaître : la facturation de services non fournis et la revente de pièces utilisées.

Le consommateur ne peut juger de la capacité du service de réparation à satisfaire son besoin. A cause de ce manque de connaissance sur le niveau de service de réparation requis, le consommateur doit acheter *à la fois* le diagnostic et le service de réparation. De plus, à cause des coûts additionnels dus au fait de s'adresser à des sources différentes pour obtenir le diagnostic et le service de réparation[99], l'acheteur est contraint de les acheter à la même source. Ainsi, le marché expose les caractéristiques de croyance à l'opportunisme des vendeurs. Les coûts de détection de la fraude par les consommateurs sont prohibitifs. Darby et Karni (1973) citent deux cas dans lesquels on définit des biens de croyance (figure II.1.3) :

[99] Darby et Karni (1973) citent le cas d'une voiture pour laquelle il est nécessaire de démonter toutes les pièces afin de diagnostiquer la panne. L'achat du service de réparation à une autre source supposera de démonter les pièces une nouvelle fois, et ainsi de subir des coûts additionnels. Acheter le diagnostic et la réparation à la même source permet d'économiser sur les coûts additionnels.

Figure II.1.3 : Les deux définitions des biens de croyance (d'après Darby et Karni, 1973)



Cas n°1 Cas n°2

Cas n°1 :

Des qualités de croyance apparaissent dans un processus de production où des *inputs* donnés sont combinés à des *inputs* aux propriétés incertaines pour produire un *output* mesurable. Le niveau d'*output* est alors un mauvais indicateur de la qualité des *inputs* données. Par exemple, dans la fourniture de services de réparation, l'acheteur n'a pas la capacité de diagnostiquer la panne. Les *inputs* du processus de réparation sont les efforts du réparateur et la voiture dont les propriétés sont incertaines pour l'acheteur. Celui-ci peut mesurer le niveau d'*output* (la voiture fonctionne) mais ne sait pas s'il y a eu surfacturation de services de réparation. Si les acheteurs pouvaient acheter le diagnostic et le service de réparation à deux sources différentes, le problème ne se poserait pas car toutes les propriétés des *inputs* seraient connues.

Le caractère environnementalement préférable des produits est souvent lié au processus de production ou à son devenir post-consommation (recyclabilité), ce qui est difficilement vérifiable pour l'acheteur. Dans ce cas, le consommateur peut obtenir de l'information à travers les labels environnementaux sur les produits mais n'a pas les capacités de vérifier qu'on lui a bien fourni la qualité environnementale promise.

Cas n°2 :

Les qualité de croyance apparaissent aussi dans un processus de production où l'*output* est, au moins de manière subjective, stochastique. Il est alors difficile d'inférer le niveau d'*input* à partir du niveau d'*output*. Ce phénomène s'applique à l'environnement puisqu'une amélioration ou une dégradation

environnementale peut être le fruit de nombreux phénomènes naturels complexes. Il est alors difficile de connaître le niveau d'effort d'un producteur par rapport à un état donné de l'environnement.

Dans ces deux cas, les consommateurs ne sont pas capables de connaître le lien complexe existant entre *inputs* et *outputs*. Ils sont alors contraints de *croire* ou non.

c. Extension de la définition des biens selon les coûts de mesure

La classification des biens ou caractéristiques en trois catégories – recherche, expérience ou croyance – a été étendue, par divers auteurs, en termes de coûts d'acquisition de l'information sur la qualité par les acheteurs (Ford et al., 1988 ; Krouse, 1990, p. 510 ; Andersen et Philipsen, 1998) et non plus d'asymétrie d'information au sens de l'économie de l'information. A partir de ces contributions, nous proposons la typologie[100] du tableau II.1.1.

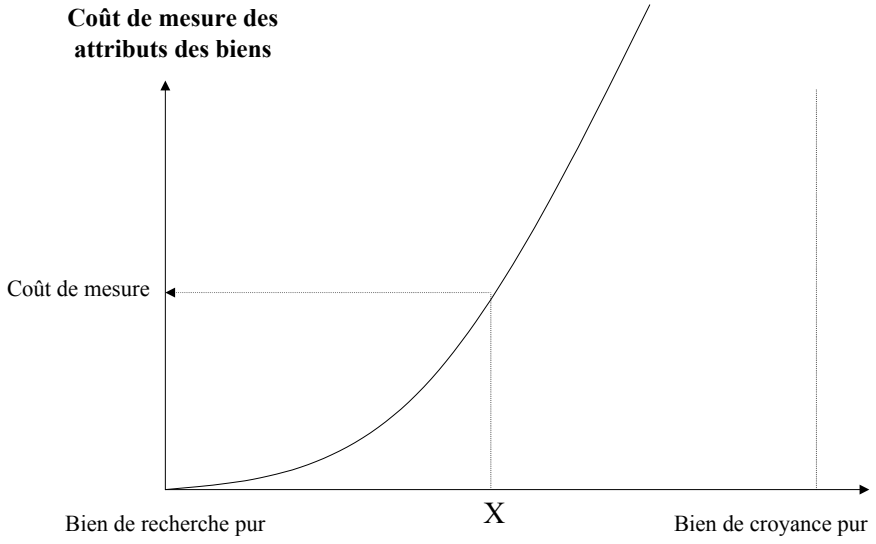
[100] A la suite des travaux de Godard (1993), Lupton (2001) suggère l'introduction d'une nouvelle catégorie de biens : les biens controversés. L'auteur les définit (p.5) comme "des biens dont les caractéristiques ne peuvent être connues avant l'achat, ni directement par l'usage, ni encore au travers de dépenses supplémentaires d'information (biens de croyance), pour la simple raison que l'information sur certaines caractéristiques n'est pas accessible compte tenu de l'état des connaissances disponibles dans la période considérée, et n'est détenue par aucun groupe d'acteurs". Etant donnée notre lecture des travaux de Darby et Karni (1973), les biens controversés entrent, selon nous, dans la catégorie des biens de croyance. Dans ce cas, il y a incomplétude de l'information : ni le vendeur, ni l'acheteur ne possède l'information sur la qualité.

Caractéristique	Coûts d'acquisition de l'information		Définition	Exemples
	Pré-achat	*Post-achat*		
Recherche	Faibles	-	Les coûts d'acquisition de l'information sont faibles. Ces coûts se réduisent aux coûts d'inspection du produit ou de recherche d'information dans les magazines de consommateurs par exemple.	Couleur d'une pomme
Expérience	Elevés	Faibles	Les coûts d'acquisition de l'information sont plus élevés que précédemment mais encore relativement faibles. Ils comprennent le coût d'"expérimentation" du produit et se révèlent utiles pour les achats futurs.	Goût d'une pomme
Croyance	Elevés	Elevés	Les coûts d'acquisition de l'information sont élevés. A cause du manque de capacités d'expertise ou du coût d'obtention d'un diagnostic, les acheteurs ne peuvent évaluer la caractéristique.	Mode de production de la pomme respectueux de l'environnement Bien-être animal

Tableau II.1.1 : Classification des caractéristiques des biens selon le coût d'acquisition de l'information sur la qualité

Ainsi, les biens sont distribués selon un continuum (figure II.1.4), du bien de recherche parfait, pour lequel les coûts de mesure sont nuls au bien de croyance parfait, pour lequel les coûts sont prohibitifs (Cho et Hooker, 2002).

Figure II.1.4 : Définition des biens en fonction des coûts de mesure des attributs



Ces définitions se réfèrent toujours aux perceptions du consommateur. Dès que le consommateur est convaincu de posséder l'information sur les caractéristiques, parce qu'il fait confiance à un vendeur ou à un label, les caractéristiques ne sont plus de croyance même si du point de vue de l'expert, elles le

sont toujours (Caswell et Modjuska, 1996). Par exemple, la question de la présence de substances dangereuses dans les aliments n'est peut-être pas envisagée par certains consommateurs, qui considèrent que la réglementation en fait un préalable à la mise sur le marché du bien. Du point de vue de l'expert, cet attribut des biens est pourtant un attribut de croyance (aux coûts de mesure prohibitifs). Les consommateurs sont hétérogènes quant aux attributs qu'ils recherchent et mesurent et dans leur degré de mesure des attributs.

Dans le même ordre d'idée, nous soulignons que notre analyse en termes de coûts cache l'hétérogénéité de leur nature. La mise en œuvre de dispositifs institutionnels tel que l'écolabel sera certes à même de diminuer certains coûts, mais risque d'en augmenter d'autres. La partie suivante nous permet de préciser la nature des coûts de mesure dans le cas de l'échange d'écoproduits.

C. COUTS DE MESURE DES CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DES PRODUITS

Nous mobilisons la théorie des coûts de transaction pour analyser l'écolabel. Comme l'illustre Eggertson (1990, p.xi), la théorie économique néoclassique traite des institutions et des organisations comme elle traite de la gravité, en donnée exogène existante mais non prise en compte dans l'analyse, ni au titre de variable expliquée, ni au titre de variable explicative. La théorie des coûts de transaction, en partant des travaux de Coase, propose de remettre l'étude des institutions et des organisations au centre de l'analyse.

Le concept de coûts de transaction a beaucoup été utilisé et recouvre plusieurs interprétations selon les courants théoriques. Selon Dahlman (1979) et Allen (2000), nous pouvons identifier trois types de coûts de transaction. Ils peuvent correspondre (i) à l'introduction d'une friction dans l'échange, à une proportion fixe du bien échangé, perdue dans la transaction. Dans ce cas, le cadre de l'économie néoclassique est conservé avec l'introduction d'une friction dans l'échange, qui équivaut à l'introduction de coûts de transport s'ajoutant aux coûts de production. (ii) Les coûts de transaction peuvent aussi correspondre à l'introduction d'un coût fixe, associé à chaque échange. Le marché requiert un coût d'organisation fixe. L'analyse est alors semblable au cas précédent. (iii) Enfin, Coase (1937) définit les coûts de transaction comme des "coûts d'utilisation du mécanisme du marché". Dans cette lignée, ils sont définis comme les coûts pour délimiter et rendre exécutoires les droits de propriété (Allen, 2000, p.898). La notion de droit de propriété doit être entendue au sens économique

et non pas légal. Barzel (1985, p.3) définit les droits de propriété comme la capacité d'un individu à consommer un bien ou les services d'un bien directement ou indirectement (à travers l'échange)[101].

La théorie des coûts de transaction (TCT) vise à rendre compte de l'existence de coûts de transaction dans la coordination des agents. Une classification de la TCT en deux branches, interdépendantes, est proposée par Williamson (1985, p.44) : la branche de la gouvernance et la branche de la mesure. La première explique les formes d'organisation entre agents essentiellement par la spécificité des actifs. Dans une transaction particulière, un actif est spécifique lorsqu'il est faiblement redéployable vers une autre transaction. Cette spécificité crée alors un lien de dépendance entre les contractants, puisqu'elle les expose à l'opportunisme de l'autre partie. La branche de la mesure emprunte aux travaux relatifs aux coûts de mesure des attributs des biens. Elle analyse les arrangements institutionnels émergents afin de pallier aux coûts excessifs de mesure des attributs. Elle a été appliquée, par exemple, à la production en équipe (Alchian et Demsetz, 1972) ou aux relations vendeur – acheteur (Barzel, 1982). Elle se veut une théorie permettant d'expliquer les formes d'organisation de la transaction à l'aide de la prise en compte des coûts de mesure. On trouve peu d'articles appliquant cette théorie. L'étude de Kenney et Klein (1983) est à noter. Ces auteurs expliquent la vente en lots de diamants bruts, dont la qualité est très variable, comme un moyen d'économiser sur les coûts de "sur-recherche" de chacune des parties dans l'échange (voir discussion ci-dessous sur le tri excessif).

a. L'analyse par les coûts de mesure

Les travaux de Alchian et Demsetz (1972), Barzel (1977 ; 1982 ; 1985), de Cheung (1983), de North (1993 ; 1990) et d'Eggertson (1990) évoquent les problèmes de coûts de mesure de la qualité des biens. Dans un monde où la qualité est facilement mesurable, le marché fonctionne relativement bien et les produits s'échangent à leur prix. Or, lorsque la qualité des produits devient variable, des coûts de mesure de la qualité apparaissent avec des conséquences sur le résultat de l'échange des biens, qui affectent à la fois le vendeur et l'acheteur. Le vendeur doit subir des coûts de mesure de la qualité afin de fixer ses prix et l'acheteur doit subir des coûts pour mesurer la valeur des biens.

Dans ce cas, le contrat qui lie vendeur et acheteur est nécessairement incomplet. L'incomplétude des contrats se réfère à l'impossibilité des agents de prévoir les comportements des deux parties compte

[101] Dans le cas de l'échange d'écoproduits, du fait des coûts de mesure des attributs environnementaux, un droit de propriété sur ces attributs est coûteux à définir et à transférer du vendeur vers le consommateur. Nous examinons, dans la suite du chapitre, la source de ces coûts de mesure.

tenu des éventualités que réservent l'avenir (Brousseau et Glachant, 2002 ; Brousseau, 1993, p.42). Elle provient de plusieurs sources (Farès et Saussier, 2002, pp.196-200 ; Saussier, 1997, p.29)[102] : la rationalité limitée des agents et l'incertitude de l'environnement. La rationalité limitée des agents les amène à prendre des décisions qui ne prennent pas en compte l'ensemble des éventualités de l'avenir. D'une part, les coûts de négociation et d'écriture des contrats peuvent être si élevés qu'il est préférable de ne pas prendre en compte les éventualités peu probables. D'autre part, les agents peuvent oublier de prendre en compte certaines contingences. De plus, même avec une rationalité substantielle, l'environnement, incertain, ne permet pas de définir avant signature du contrat l'ensemble des éventualités.

Le principe de l'analyse par les coûts de mesure est que les agents vont mettre en œuvre des institutions particulières permettant de minimiser les coûts de mesure, allant parfois jusqu'à supprimer l'information pour empêcher la mesure (Barzel, 1982). Seules les formes d'organisation qui minimisent les coûts de mesure survivront à la concurrence. L'un de ces mécanismes de réduction des coûts de mesure suggère que la partie pour laquelle les coûts de mesure sont les plus élevés va déléguer, sous certaines conditions, la mesure des attributs des biens à la partie dont les coûts de mesure sont les plus faibles. La condition à cette délégation est l'existence de mécanismes de réduction de l'incitation à frauder ou des risques d'erreurs provenant de la partie qui réalise la mesure. Barzel (1982 ; 1989) illustre cette idée par l'exemple du tri excessif des produits par les acheteurs lorsque les produits ont une qualité variable (voir l'encadré II.1.2).

Encadré II.1.2 : Dissipation de ressources par un tri excessif (Barzel, 1989 ; 1982)

Barzel (1982, pp.28-32 ; 1989, p.4) développe son analyse pour un bien, des cerises, par exemple, pour lequel la qualité est variable d'une unité à une autre. Sur le lieu d'achat, les acheteurs doivent dépenser des ressources pour déterminer si les fruits valent la peine d'être achetés et quels fruits acheter. Leur comportement sera alors de toucher les fruits, les abîmant, et de les goûter, chose que le vendeur ne peut empêcher. Laisser l'acheteur "mesurer" la qualité des produits va mener à un gaspillage de ressources sous la forme d'une procédure de tri ou de choix excessif des produits par l'acheteur (*excess choosing*). De plus, le fait que la même cerise soit inspectée par plusieurs consommateurs multiplie les sources de gaspillage de ressources. L'échange de produits à la qualité variable est ainsi source de coûts de transaction, de dissipation de ressources, qui seraient nuls si le vendeur et l'acheteur étaient la même personne.

A cause de cette variabilité, les coûts de mesure de la qualité sont élevés. A chaque achat et pour chaque unité, le consommateur subit un coût de mesure, que Barzel (1989) qualifie de perte de

[102] Les auteurs différencient en cela la TCT de la théorie des contrats incomplets, dans laquelle l'information entre les contractants est symétrique et l'incomplétude provient de l'asymétrie d'information entre des tierces parties et les parties de l'échange.

richesses. Ainsi, à chaque échange, il existe des possibilités de gains de ressources qui sont gaspillées dans la mesure excessive de la qualité des biens.

> "Here, in contrast to a market sale, the original owner does not receive what the recipient expends."
>
> Barzel (1989, p.5)

L'idée de Barzel est qu'il existe un niveau de tri optimal pour lequel les coûts de mesure n'excèdent pas les bénéfices. Une conclusion est qu'il est parfois optimal de contraindre le choix des acheteurs, en réalisant une vente en lots (c'est alors le vendeur qui réalise la mesure de la qualité une fois pour toute). Cette contrainte ne sera admise par les acheteurs que s'ils pensent que les autres acheteurs sont soumis à la même contrainte et que le vendeur propose, dans le lot, une distribution de qualité acceptable. C'est alors que des mécanismes sont nécessaires pour permettre de signaler au consommateur la nature de la distribution de qualité du lot vendu.

Diverses institutions reçoivent une explication par ce modèle en termes de moyens de réduire les coûts de mesure, de faire réaliser la mesure par la partie la plus coût-efficace et de prévenir les risques d'opportunisme ou de *free riding*.

Nous appliquons l'analyse précédente au marché des écoproduits dans la suite de la section. Nous étudions notamment les diverses sources de coûts de mesure des attributs environnementaux par le consommateur. Ils résultent essentiellement de trois sources : les coûts de définition, de vérification et de signalement de la qualité environnementale (Bougherara et Grolleau, 2003 ; Plott et Wilde, 1982). Nous les examinons séquentiellement.

b. Coûts de définition ou de qualification de la qualité environnementale

Les coûts de définition des caractéristiques environnementales correspondent aux coûts associés à la rédaction du contrat implicite. La définition de l'écoproduit n'est pas absolue mais relative (voir chapitre 3 de la partie I). La difficulté provient du fait que le consommateur est dans l'incapacité de déterminer ce qu'est un produit respectueux de l'environnement.

Cela peut provenir du manque de capacités du consommateur à juger de la qualité du bien. C'est l'exemple que prennent Darby et Karni (1973) à propos des services de réparation de voitures (voir l'encadré II.1.1). Les clients n'ont pas la connaissance et les capacités d'expertise pour diagnostiquer le problème. Même s'ils peuvent observer la fourniture de nouvelles pièces, ils n'ont pas la capacité de juger de la nécessité de changer ces pièces. Acquérir cette capacité peut être trop coûteux. Le même phénomène se produit lors d'une consultation chez le médecin. *Le problème n'est pas un problème*

d'observabilité de l'examen réalisé par le docteur (stéthoscope par exemple). Le problème est de juger de la nécessité de conduire l'examen. Le patient n'a généralement pas les capacités nécessaires. Les individus doivent s'appuyer sur d'autres pour définir leurs besoins (Plott et Wilde, 1982, voir l'encadré II.1.3 pour une illustration concernant le diagnostic, ou la "qualification", d'une panne de voiture). Dans le cas de produits écolabellisés, même si l'écolabel s'appuie sur une analyse de cycle de vie permettant de prendre en compte l'ensemble des impacts environnementaux du produit sur l'ensemble de son cycle de vie, la détermination des critères environnementaux à prendre en compte ainsi que leurs exigences est plus souvent une question de négociation entre différents acteurs que la traduction d'une définition absolue de ce qu'est un produit respectueux de l'environnement ou d'une traduction parfaite des préférences des consommateurs (voir chapitre 4 de la partie I). Le consommateur va alors déléguer la définition des caractéristiques environnementales au vendeur dans le cas d'une auto-déclaration ou une tierce partie. Laisser le vendeur définir, c'est-à-dire rédiger, les termes du contrat permettra d'économiser sur les coûts de négociation. Les préférences des consommateurs étant hétérogènes, négocier un contrat pour chaque individu serait en effet prohibitif.

Encadré II.1.3 : Illustration du problème de définition (Plott et Wilde, 1982)

Supposons que la voiture d'un individu chauffe. Il y a deux raisons possibles : le radiateur est rouillé (événement A) ou le système de circulation de l'eau est défectueux (événement B). Trois actions sont possibles : (1) ne rien faire, (2) nettoyer le radiateur sur place (acheter le service X au prix P_X, solution peu coûteuse) ou (3) acheter un nouveau radiateur (acheter Y au prix $P_Y > P_X$). Les différents gains sont représentés sur le tableau II.1.2.

Actions	Etats de la nature	
	Evènement A	Evènement B
Ne rien faire	-10	-10
Nettoyage (X)	$-8-P_X$	$-8-P_X$
Remplacement du radiateur (Y)	$-P_Y$	$-8-P_Y$

Tableau II.1.2 : Exemple de problème de diagnostic (Plott et Wilde, 1982, p.65)

Si rien n'est fait, la voiture risque de caler à un endroit gênant (perte de 10). Si l'action X est réalisée, le risque de caler est diminué (perte de 8 au lieu de 10), et le coût subi est P_X. Enfin, si Y est acheté, il y a deux cas. Soit l'événement A se réalise, et alors la perte se résumera au prix P_Y. Soit l'événement B se réalise et alors la perte provient du risque de caler qui a diminué (perte de 8) et du coût du radiateur P_Y, subi inutilement. Dans ce cas, si l'individu a les capacités d'expertise pour déterminer le diagnostic de la panne (événement A ou B), il pourra éviter de changer inutilement le radiateur dans le cas B. S'il n'a pas ces capacités, il devra s'adresser à un expert et acheter, à un coût, un diagnostic qui orientera ses choix. Si l'expert lui conseille de changer son radiateur, le problème ne sera pas d'observer si le radiateur a bien été changé mais de connaître le véritable état de la nature.

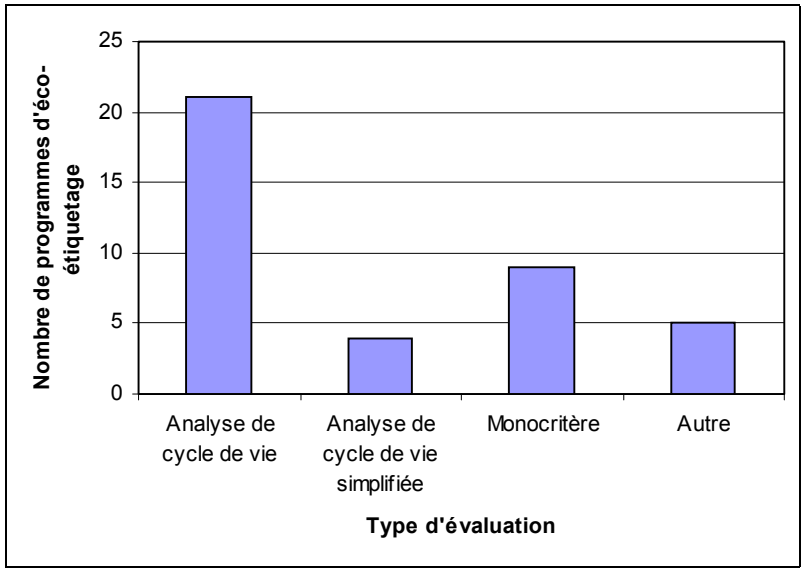
La phase de définition ou de qualification permet de définir les caractéristiques environnementales sur lesquelles porte la transaction. Considérons l'exemple suivant: un fromage génétiquement modifié est-il un fromage dont un test sur le produit final n'aura détecté aucun OGM ou un fromage dont toute la chaîne de fabrication aura été vérifiée comme n'incorporant aucun OGM (c'est-à-dire le fromage issu d'une vache nourrie avec des céréales dont les semences ont été génétiquement modifiées est-il un

fromage génétiquement modifié ?) ou une combinaison des deux ? Les caractéristiques environnementales du fait de leurs spécificités économiques (comme la nature collective) et techniques (comme la difficulté à mesurer les contributions individuelles) peuvent poser d'importants problèmes en termes de délimitation et de définition. Cette phase de définition préalable à toute transaction se réfère tant à la définition elle-même susceptible d'échapper aux capacités d'expertise des consommateurs qu'aux modalités d'élaboration de la définition. Cette phase peut être l'objet de manipulations et de captures stratégiques de la part de certains groupes (Stigler, 1971; Salop et Scheffman, 1983)[103]. Comme développé dans le chapitre 4 de la partie I, des exemples empiriques relatifs aux écolabels, soulignant le rôle de "faiseurs de prix" (*cost makers*) de certains groupes, ont été développés dans Nadaï (1998a) et West (1995). A titre d'exemple, une question peut être de déterminer le champ d'application de la définition : la préservation d'un seul compartiment environnemental ou une analyse exhaustive des impacts environnementaux d'un système de production dans le cadre d'une approche "du berceau à la tombe". Un rapport de l'EPA (1998)[104] fait état de la diversité des approches retenues par une quarantaine de programmes d'éco-étiquetage. Certains garantissent en effet un moindre impact du produit sur un seul compartiment de l'environnement (monocritère) tandis que d'autres sont basés sur une analyse de cycle de vie (ACV) plus ou moins complète (méthode d'inventaire, d'évaluation et d'interprétation des impacts environnementaux d'un produit sur l'ensemble de son cycle de vie et sur plusieurs compartiments de l'environnement) (figure II.1.5).

[103] Korber (1998) analyse les stratégies des conserveries de thon en terme d'augmentation des coûts des concurrents dans le cas de l'écolabel Dolphin-Safe pour la protection des Dauphins lors de la pêche au thon.

[104] EPA, 1998, Environmental Labeling Issues, Policies and Practices Worldwide, Report for the Pollution Prevention Division, US Environmental Protection Agency, 67p.

Figure II.1.5 : Mode d'évaluation des impacts environnementaux d'une quarantaine de programmes d'éco-étiquetage nationaux dans le monde (Source des données : EPA, 1998, p. 37)[16]



Une autre question correspond à la détermination de qui élabore la définition des caractéristiques environnementales. L'acheteur ? Le producteur ? Des tiers (pouvoirs publics, associations environnementales et consuméristes) ? Une combinaison de plusieurs groupes d'acteurs intéressés ? Par ailleurs, comment cette définition est-elle construite ? Y a t-il une phase consultative ? Le processus est-il consensuel ? La définition fait-elle l'objet de révisions périodiques et sous quelles conditions ? La définition est-elle cohérente et homogène d'un produit à l'autre portant la même allégation ? La participation effective d'un large ensemble de parties prenantes est généralement reconnue comme un facteur important de crédibilité du programme considéré. Dans certains cas, les pouvoirs publics sont intervenus pour fixer les modalités de participation aux instances de définition des produits et ont promulgué des droits propriétés sur l'usage de certaines allégations, comme les allégations environnementales définies par la FTC aux Etats-Unis ou l'ISO 14 021 (voir le chapitre 3 de la partie I).

A défaut de pouvoir définir de manière absolue LE produit respectueux de l'environnement, il s'agit d'établir des règles du jeu (par exemple, participation de l'ensemble des parties dans la définition) permettant d'assurer un certain niveau de loyauté des moyens mis en œuvre à défaut de garantir la qualité du résultat.

c. Coûts de vérification de la qualité environnementale

Il s'agit de la vérification ou la mesure de la conformité avec la définition préalable. La seconde source de coûts est due à l'incapacité de l'acheteur à vérifier ou à *observer* la qualité du produit. Les caractéristiques environnementales se réfèrent souvent au processus de production. Les acheteurs sont

alors contraints de s'appuyer sur des indicateurs de qualité tels que la présence de l'écolabel, la réputation du vendeur ou la certification par une tierce partie. Cette phase est étroitement dépendante de la précédente, qui définit parfois de manière plus ou moins précise les modalités de la vérification. Par exemple, la précision de la définition est-elle compatible avec les technologies de vérification existantes et économiquement viables par rapport à la structure du marché ? En outre, les méthodes de vérification ne se basent pas toujours sur des bases scientifiques stabilisées et souffrent parfois de controverses dans les milieux experts, ce qui les soumet à d'importants risques de décrédibilisation.

Les travaux évoqués précédemment concernant les problèmes de coûts de mesure ont souligné le caractère crucial des coûts de mesure de la qualité des produits, l'importance d'organiser la transaction de manière à ce que la mesure soit effectuée de manière crédible par l'agent susceptible de la réaliser au moindre coût et l'utilité des mécanismes susceptibles de diminuer ces coûts, notamment par la mise en place d'indicateurs. Ces indicateurs constituent des sortes de compromis entre une mesure certes imparfaite et une réduction des coûts de mesure. Le caractère potentiellement excessif de ces coûts de mesure peut constituer une explication au fait que l'agriculture biologique se réfère au processus de production, plutôt qu'au résultat lui-même, en terme de résidus de pesticides. La précision et l'étendue de la mesure[105], ses modalités, l'identité du contrôleur sont autant d'interrogations déterminantes en termes de crédibilité. Un point récurrent concerne l'identité du contrôleur qui peut être catégorisé de première partie (auto-vérification), de seconde partie (vérification par l'acheteur) ou de tierce partie (certification, c'est-à-dire la vérification selon une procédure transparente par un agent compétent et indépendant de l'acheteur et du vendeur). En dépit d'une crédibilité croissante associée au degré d'indépendance vis-à-vis du producteur, il est difficile d'échapper dans la réalité à l'interrogation précoce de Juvénal relative à l'imperfection de la délégation à des tiers : "Mais qui chargera-t-on de garder les gardiens ?"[106]. En outre, la recherche d'une plus grande crédibilité se traduit généralement par des coûts croissants. Ces coûts impliquent également des risques de conflits sur l'identité des agents chargés de les supporter.

[105] Par exemple, la vérification de l'absence de résidus de pesticides est étroitement dépendante de la définition du nombre de molécules recherchées et de la précision de la mesure (seuils de détection), elle-même déterminée par le choix des acteurs, par l'état de la technologie et son accessibilité en termes de coûts.

[106] Quid Custodiet Ipsos Custodes ?, Satyres.

d. Coût de signalement de la qualité environnementale

Enfin, même si les consommateurs identifient leurs besoins (définition) et ont confiance dans l'écolabel (vérification), il peut exister une autre source de coûts. Nous souhaitons ici distinguer l'asymétrie d'information[107] de la surcharge informationnelle, même si la distinction n'est pas toujours très nette. L'asymétrie d'information correspond à une répartition inégale d'information entre deux agents. Cette distribution inégale permet à l'agent le mieux informé, par exemple le vendeur, de tirer profit de son information privée. La surcharge d'informations provient des capacités cognitives limitées des individus. Même dans un monde caractérisé par la symétrie d'information, les agents, ici, le consommateur, sont submergés de flots croissants d'information. C'est l'attention du consommateur et non l'information qui devient une ressource rare (Davenport et Beck, 2001).

Le processus de décision peut alors être modélisé par une procédure séquentielle. Dans un premier temps, les consommateurs doivent allouer leur attention face à une quantité abondante d'informations. Dans un deuxième temps, les agents cherchent à atténuer l'asymétrie d'information sur les questions qui ont capté leur attention. Selon H. Simon, rétablir l'asymétrie de l'information ne suffit pas à rétablir l'efficacité des marchés. Cet auteur souligne le besoin de passer d'une "économie de l'information" à une "économie de l'attention".

> "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 pourraient la consommer"
> Simon (1995, p.201, traduction personnelle)[108]

[107] On trouve chez Milgrom et Roberts (1987) une définition de l'asymétrie d'information à partir de l'illustration d'un jeu de cartes. Deux joueurs reçoivent 5 cartes chacun et parient sur la meilleure des 2 mains. Dans le 1er jeu, les cartes sont disposées face visible pour les 2 joueurs : c'est un jeu à information complète (et sans grand intérêt). Dans un 2ème jeu, les cartes sont disposées de la même manière, certaines sont cependant retournées : c'est un jeu à information incomplète. Enfin, dans un 3ème jeu, les cartes sont disposées sur la table certaines avec faces visibles et d'autres non, mais chaque joueur peut prendre connaissance de l'ensemble de sa propre main : c'est un jeu à information asymétrique.

[108] "What information consumes is rather obvious: it consumes the attention of its recipients. Hence a wealth of information creates a poverty of attention, and a need to allocate that attention efficiently among the overabundance of information sources that might consume it." Simon H., 1995, Scientific American, September.

La prolifération des labels sur les produits et le peu de temps alloué aux achats par les consommateurs fait de la lecture et du traitement de l'information par les consommateurs une activité coûteuse, en efforts et en temps.

La littérature du management et du marketing se fait l'écho de la surcharge informationnelle dont sont victimes les individus, quant à la qualité de leur performances, à l'ère des technologies de l'information, dont les coûts de duplication et de diffusion sont de plus en plus faibles. Simplement à titre d'exemple, McCune (1998) note que :

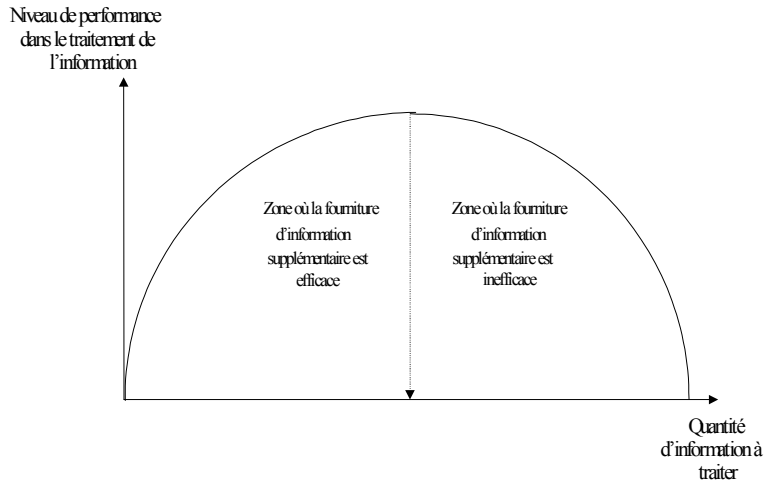
> "l'information est devenue si abondante et facile à obtenir qu'elle devient inutile. Qu'est-ce qui est important ? Qu'est-ce qui ne l'est pas ? Il est parfois difficile de répondre à ces questions. Trier l'information serait une opération qui prendrait du temps, ressource que la plupart d'entre nous n'avons pas. De plus, les émetteurs d'information ont tendance à exagérer la valeur de l'information qu'ils diffusent aux autres. Quand tout est 'urgent', il est difficile de traiter sérieusement l'information"
>
> McCune (1998 ; p.12 ; traduction personnelle)[109]

Cette situation de surabondance de l'information par rapport aux capacités limitées de traitement des consommateurs peut être comparée à l'application de la loi de Yerkes-Dodson, en psychologie, pour laquelle le niveau de performance est fonction du niveau du stress subi, selon une courbe en U inversée (Grisé et Gallupe, 1999 ; Bettman et al., 1998). Jusqu'à un certain seuil la fourniture d'information supplémentaire améliore la décision puisqu'elle est facilement traitée. Cependant, à partir de ce seuil, la fourniture d'information a une utilité marginale décroissante (figure II.1.6).

---

[109] "Information has become so plentiful and easy to obtain that it's worthless. What's important ? What's not ? It's hard to tell sometimes. Discerning that would take some time, something most of us don't have. Plus people tend to inflate the value of the information they're imparting to others. When everything is marked 'urgent', it's hard to take anything seriously" McCune J., 1998, Data, Data, Everywhere, **Management Review**, November.

FigureII.1.6 : Loi de Yerkes-Dodson appliquée à la surcharge d'information



Pour les vendeurs, la question est alors de fournir le niveau optimal d'information dans un contexte d'hétérogénéité des préférences et des capacités cognitives, limitées, des consommateurs et d'un environnement riche en informations, notamment la concurrence sur l'utilisation de l'espace limité qu'est le produit.

Les études expérimentales, visant à mettre en évidence le phénomène de surcharge informationnelle sont divergentes (Rötheli, 2001 ; Grether et Wilde, 1983 ; Jacoby et al., 1974). Cependant, si ce problème de surcharge informationnelle existe, l'écolabel est confronté à plusieurs sources d'information qui entrent en compétition pour capter l'attention du consommateur : les autres étiquettes portées par le produit et l'environnement du produit (autre produits, environnement du point de vente). L'Agence Fédérale Allemande de l'Environnement a souligné l'impact de la compétition entre les écolabels et d'autres messages sur les produits :

> "La multiplication des autres étiquettes pose aussi problème pour le premier étiquetage environnemental [l'Ange Bleu]. Un grand nombre d'emballages est placardé avec une demi-douzaine de messages, tous cherchant à s'attirer les faveurs du consommateur. Attirer l'attention est devenu plus difficile. […] En moyenne, une personne est confrontée à 3000 messages publicitaires par jour."
>
> German Federal Environmental Agency (2002, traduction personnelle)[110]

L'efficacité d'un écolabel est ainsi, en grande partie, fonction de la clarté du message qu'il véhicule. Si les consommateurs ne peuvent traiter ce message alors leurs coûts d'information vont augmenter (Loader et Hobbs, 1999), alors que le dispositif d'écolabellisation vise justement à économiser sur les coûts.

L'écolabel est ainsi source de coûts de mesure pour le consommateur, coûts susceptibles d'empêcher la transaction d'écoproduits du fait de l'incertitude sur les caractéristiques environnementales. Ces coûts résultent des capacités d'expertises et cognitives limitées des consommateurs, limites aggravées par l'environnement de la transaction, ainsi que de la difficulté de vérifier la mise en œuvre effective des termes du contrat par les vendeurs.

La surcharge informationnelle n'argue pas nécessairement en faveur de la négation de l'écolabel mais montre que la conception de l'écolabel compte.

[110] "The flood of other ecolabels also poses a problem for the first environmental label [Blue Angel]. A great deal of packaging is meanwhile emblazoned with half-a-dozen badges all of them courting the customer's favor. Attracting attention has become more difficult. […] The average person is confronted daily with 3000 advertising impulses" Federal Protection Agency, 2002, The Blue Angel Makes a Fresh Start - New Paths to Public Awareness, Umweltzeichen Newsletter, 5:1-2.

CONCLUSION

Nous avons dans ce chapitre caractérisé l'écolabel comme un contrat, essentiellement implicite, entre vendeur et acheteur. Nous tirons de l'étude des caractéristiques des contractants et de l'objet de la transaction (i) que les parties du contrat sont asymétriques dans leurs capacités cognitives et techniques et dans leur propension à influencer les gains mutuels de la contractualisation, (ii) que la nature du bien échangé (caractère public, difficile à vérifier) est susceptible de générer des coûts d'information pour le consommateur. Nous reprenons la classification de l'économie de l'information avec une relecture des auteurs originaux, sous l'angle des coûts d'information. Les caractéristiques environnementales se révèlent être des caractéristiques de croyance, dont le coût d'acquisition de l'information est prohibitif par rapport aux bénéfices espérés. Ces coûts sont analysés dans le cadre des travaux de la TCT sur les problèmes de mesure et sont classés en trois catégories : les coûts de définition, de vérification et de signalement des caractéristiques environnementales. La configuration choisie dans ces trois domaines influencera l'efficacité de la transaction. Si l'ensemble de ces coûts est supporté par le consommateur, la transaction risque de ne pas avoir lieu du fait de l'incertitude sur la qualité. Nous examinons dans le chapitre suivant les conséquences de la présence de coûts de mesure ainsi que les mécanismes susceptibles de rétablir l'efficacité de la transaction.

Chapitre 2

Fonctionnement du marché en présence de coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits

> "Supposez que vous soyez invité au restaurant. […] Si vous choisissez un plat très coûteux, vous envoyez le signal à votre hôte que vous êtes avides, car ce n'est pas vous qui payez ; si vous choisissez un plat très peu coûteux, vous envoyez le signal à votre hôte qu'il n'a pas les moyens de vous offrir plus qu'un repas bon marché."
>
> Fremling et Posner (2000, p.6, traduction personnelle)

Le chapitre précédent a décrit l'écolabel comme un contrat implicite entre vendeur et acheteur, dont la rédaction, la négociation et l'exécution, en fonction de la configuration choisie, peuvent permettre de réduire les coûts de mesure, mais aussi entraîner des coûts de transaction substantiels. Nous avons examiné, de manière cloisonnée pour les besoins de l'analyse, ces coûts de mesure de la qualité subis par les deux parties, coûts dus à la définition, la vérification et au signalement des caractéristiques environnementales. Nous souhaitons, ici, étudier à la fois le problème de la distribution asymétrique d'information entre les deux parties et les conséquences des capacités cognitives limitées des acheteurs.

Dans ce cas, l'information sur la qualité environnementale des biens est à la fois coûteuse à obtenir (pour l'acheteur) et coûteuse à révéler (pour le vendeur) car elle supposera la mise en œuvre de mécanismes coûteux en efforts, en temps et en argent. Les marchés sont alors exposés à la dissipation de la rente de différenciation environnementale et à l'opportunisme, puisque les agents sont susceptibles d'influencer le résultat de l'échange, à leur avantage. Dans ce dernier cas, il s'agit essentiellement de l'opportunisme du vendeur puisque la qualité environnementale des biens n'est généralement pas influencée par le comportement des consommateurs[111]. L'objectif de ce chapitre est

[111] Lorsque les qualités environnementales des biens portent sur le caractère biodégradable ou la consommation d'énergie des produits, ou le respect de l'environnement au niveau du processus de production, on peut dire que le résultat environnemental par unité de produit n'est pas influencé par le consommateur. Néanmoins, on peut penser à un exemple dans lequel le consommateur a une influence sur le résultat : le cas d'emballage dont le matériau est clairement identifié pour un tri des déchets facile.

(i) de préciser l'effet des coûts de mesure sur la fourniture de biens de qualité environnementale supérieure, en proposant une analyse combinant à la fois les problèmes de la vérification de l'information environnementale et des capacités cognitives limitées des acheteurs, avec une application aux caractéristiques environnementales des produits agro-alimentaires, et (ii) d'examiner les mécanismes susceptibles de réduire l'incertitude quant à la qualité environnementale des biens.

Le chapitre est organisé en trois sections. Dans la section A, nous analysons à quoi se réfèrent les allégations environnementales présentes sur les produits agro-alimentaires et proposons, à partir d'exemples, une typologie de ces allégations en distinguant notamment les allégations relatives à un processus de production respectueux de l'environnement et les allégations relatives à un milieu de production préservé. Par ailleurs, étant donnés la distribution asymétrique de l'information entre le producteur et le consommateur ainsi que le risque de confusion du consommateur sur le contenu de l'allégation, la section B présente les risques de manipulations informationnelles de la part du producteur. Nous appliquons cette analyse au cas d'une interaction unique ou répétée pour l'échange d'écoproduits. Ensuite, nous déterminons les différents équilibres dans un modèle simple de relation bilatérale entre un producteur et un consommateur et montrons les conditions d'apparition d'inefficacité dans la transaction. Enfin, dans la section C, nous proposons quelques mécanismes susceptibles d'atténuer ces phénomènes et de rétablir une certaine efficacité de la transaction, au niveau de la définition, de la vérification et du signalement des caractéristiques environnementales.

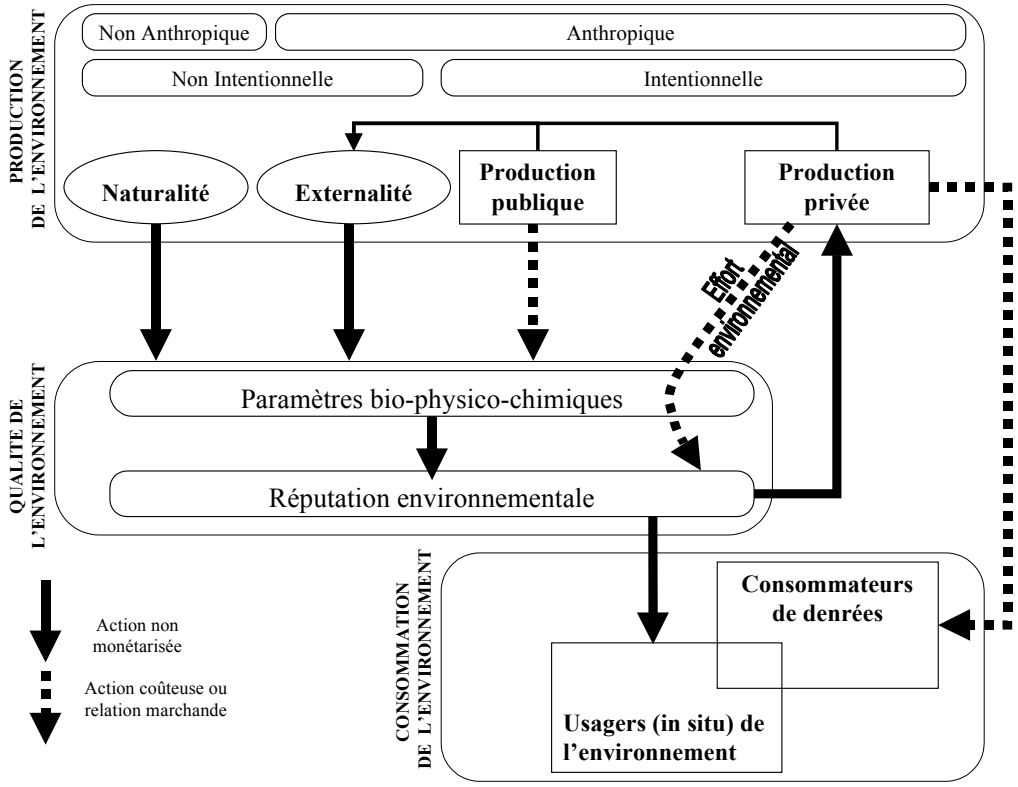
A. COMBINAISON DES PROBLEMES DE VERIFICATION ET DE SIGNALEMENT DES CARACTERISTIQUES ENVIRONNEMENTALES DES BIENS[112]

L'objet de cette section est de proposer une typologie des allégations relatives aux produits agro-alimentaires en distinguant notamment ce qui relève des efforts d'agents privés visant à préserver l'environnement et ce qui relève d'une réputation du lieu de production en tant que milieu préservé. La confusion entre ces deux notions chez le consommateur, alliée à l'asymétrie informationnelle expose la transaction à un risque de dissipation de ressources et à l'opportunisme des agents. Nous examinerons ces conséquences dans la section B. La figure II.2.1 représente les origines possibles de la qualité et de la réputation d'un lieu. La réputation peut résulter de différents mécanismes producteurs de qualité environnementale dont certains sont le fait de la firme, d'autres, non, et

[112] Les sections A et B ont été écrites en collaboration avec Gilles Grolleau et Luc Thiébaut dans Bougherara et al. (2003a).

auxquels correspondent divers mécanismes de consommation (le tableau II.2.1 résumera notre discussion).

Figure II.2.1 : Déterminants de la qualité environnementale et de la réputation du lieu de production



a. La réputation environnementale basée sur les efforts du producteur ou d'autres agents

Différents agents peuvent entreprendre des efforts de nature diverse, visant *in fine* à améliorer l'état de l'environnement. Ces efforts peuvent être réalisés directement par le producteur ou indirectement en ayant recours à d'autres agents, que le producteur soutient financièrement ou autrement. Ces efforts peuvent aller du simple fait de ménager l'environnement jusqu'à l'engagement dans des démarches coûteuses de management environnemental visant à l'amélioration continue des performances environnementales. Par exemple, la réputation environnementale de certaines firmes se construit autour d'actions spécifiques réalisées par la firme elle-même, sur son processus de production, comme l'adoption d'un système de management environnemental de type ISO 14001 ou la production d'écoproduits conformes aux exigences des écolabels gouvernementaux comme la marque NF-Environnement ou l'Ecolabel Européen. D'autres construisent leur réputation environnementale, non par une action directe visant à réduire les impacts environnementaux de leurs activités, mais plutôt en participant à des actions déconnectées de leur processus de production et réalisées par d'autres agents,

souvent des associations environnementales bénéficiant de fortes reconnaissance et crédibilité publiques[113]. Ces actions peuvent être clairement spécifiées ou au contraire laissées à la discrétion de l'organisme réalisateur. Les formes courantes de soutien comprennent le mécénat, le parrainage et le financement d'opérations spéciales, comme la replantation d'arbres. Plusieurs marques agroalimentaires apposent le logo d'associations environnementales connues, comme le WWF, en contrepartie d'un soutien financier. Dans certains cas, le producteur peut bénéficier d'externalités positives engendrées par les efforts d'autres agents du même secteur ou de la même région, sans qu'elle soit réellement partie prenante de ces efforts. Certaines industries peuvent bénéficier d'une image environnementale positive et une firme peut profiter de cette perception sans pour autant contribuer à ce bien public, en adoptant un comportement de *free rider*. Les trois origines des efforts contribuant à la réputation environnementale de la firme – efforts propres de la firme, participation aux efforts d'autres agents, externalités positives engendrées par les efforts d'autres agents – ne sont pas mutuellement exclusives et peuvent coexister au sein de la construction de la réputation d'une firme donnée.

L'exemple de l'agriculture biologique est intéressant, car il est source d'ambiguïtés dans l'esprit du consommateur parfois entretenues par le marketing. En adoptant le mode de production de l'agriculture biologique, les efforts de l'agriculteur sont perçus comme une contribution permettant (1) de protéger l'environnement en s'abstenant de l'utilisation d'intrants de synthèse, susceptibles de constituer des sources de pollution et (2) de préserver le produit d'éventuelles contaminations par son milieu de production, susceptibles d'affecter sa qualité sanitaire. Cet exemple traduit le rapport ambigu entre les efforts du producteur pour protéger l'environnement et la qualité environnementale du milieu, relativement indépendante, sur le court terme, des choix individuels des agents, en l'occurrence de ceux de l'agriculteur adoptant le mode de production de l'agriculture biologique. Malgré les résultats contrastés des études scientifiques, les qualités sanitaires ou gustatives, espérées par le consommateur, sont perçues comme consécutives aux efforts de l'agriculteur et à la qualité du milieu (voir le chapitre 4 de cette partie ainsi que la partie III pour une analyse expérimentale).

b. La production de la qualité environnementale

La qualité environnementale d'un lieu, qu'il serve à la production de denrées agro-alimentaires ou à l'usage direct de l'environnement résulte de la combinaison de quatre mécanismes : la naturalité, l'externalité, la production publique et la production privée (figure II.2.1). Les deux premiers sont des mécanismes non-intentionnels et les trois derniers, anthropiques. Seules les productions publique et privée, du fait de leur intentionnalité, peuvent être qualifiées de production au sens strict.

[113] Voir la typologie des éco-étiquettes environnementales dans le chapitre 3 de la partie I.

La qualité naturelle du lieu (montagne, zones reculées), loin des pollutions, ne résulte pas d'efforts même si ce sont des handicaps naturels donc des coûts pour l'entreprise. L'entreprise qui y exerce est *de facto* dans une zone où l'état de l'environnement est bon. Mais parce qu'elle est donnée, cette qualité ne bénéficie pas d'une procédure de suivi, de contrôle. D'où la possibilité de "poches de pollutions" pouvant contaminer les denrées agricoles comme les pollutions industrielles des vallées de Maurienne, du Lannemezan, ou celles autour d'incinérateurs.

L'externalité des effets sur l'environnement, désignée comme le principal déterminant de la qualité de cet environnement, fait l' objet de suivi, de contrôle. La désignation de ce phénomène d'externalité est la première étape de sa correction. Peu à peu, cette internalisation intègre l'effet dans la décision et en fait l'objet d'une production.

La construction d'un lieu de qualité environnementale, instituée et/ou reconnue (espace protégé comme un Parc Naturel), résulte de décisions, essentiellement publiques, dont la première est le choix par classement, d'un lieu remarquable donc *a priori* naturellement préservé. A l'état, initialement bon, de l'environnement, s'ajoute une baisse des pressions sur l'environnement et même des réponses en terme de réparation. Dans la décision, s'instaure une procédure de contrôle des pressions et de suivi (*monitoring*) de l'état de l'environnement, procédures qui font partie des réponses. Par ailleurs, le respect de l'environnement par le producteur peut parfois être encouragé par les pouvoirs publics. Cette limitation des externalités négatives, quand elle nécessite un effort, représente une production privée d'environnement. La qualité environnementale du lieu ainsi déterminée, est une composante de la réputation environnementale mais surtout globale, en particulier sanitaire, du produit.

c. La consommation de la qualité environnementale

Ainsi est produit l'environnement comme bien collectif. Qui en sont les bénéficiaires ? En plus des usagers habituels de l'environnement *in situ*, habitants ou touristes, profitant du bon air et du paysage, le consommateur de produits issus de ce milieu préservé en reçoit le bénéfice, réel ou perçu. Contrairement à l'usager direct, il paye cette qualité. Les bénéficiaires économiques de l'environnement préservé sont donc (i) l'usager qui – en l'absence de mécanismes d'exclusion (droit d'entrée) – y a accès gratuitement et (ii) le producteur qui en revend la réputation au consommateur. Dans ce dernier cas, on peut parler de rente[114]. Le comportement des producteurs peut être ramené à l'exploitation d'une rente différentielle, c'est-à-dire d'une différence entre le prix et le coût moyen de

[114] La différenciation environnementale valorisable peut provenir d'une production en parc naturel ou en montagne ; dans le cas de la montagne, la réputation de milieu préservé correspond à un handicap naturel qui augmente les coûts et réduit la rente.

production du fait de l'hétérogénéité de la réputation environnementale attribuée par les consommateurs aux différentes localisations. Sans trop forcer l'analogie, la rente associée à la réputation du lieu de production peut être mise en parallèle avec la rente différentielle de Ricardo relative aux différences de fertilité entre les terres. Dans notre cas, ce ne sont pas les différences de fertilité qui engendrent la rente, mais les différences dans les réputations environnementales reconnues aux différentes localisations. A ce propos, les travaux de Mollard (2001) relatifs à la rente de qualité territoriale sont éclairants en combinant les approches ricardienne et marshallienne de la rente. Succintement, nous retiendrons que certaines localisations disposent "de ressources spécifiques dotées d'effets externes internalisables sous la forme d'une rente territoriale, se traduisant, à coût égal, par des prix plus élevés en comparaison avec une offre comparable localisée ailleurs" (Mollard, 2001, p.31). Cette internalisation de la réputation du lieu de production peut aboutir à une différenciation informationnelle des produits. Cette différenciation se traduit par l'acceptation d'un surprix par les consommateurs, ce surprix alimentant la rente exploitée par les producteurs. D'autre part, dans la continuité de la tradition marshallienne, les produits différenciés procurent à certains consommateurs un surplus d'utilité, susceptible de constituer une rente de qualité pour les consommateurs.

Nous opposons cette situation à celle de l'effort environnemental. Dans ce cas, la qualité du milieu ainsi ménagé, n'est pas destinée, principalement, ni au producteur, ni au consommateur de la denrée signalée : l'allégation suggère un bénéficiaire tiers ou collectif, en jouant sur l'altruisme du consommateur.
A l'éventuelle coproduction physique, objective de l'environnement par la firme, s'ajoute une production d'informations, via le marketing, destinée à rendre le consommateur plus réceptif. Dans ce schéma, le producteur peut être soit (co)producteur d'environnement, ce qui correspond à un effort environnemental avec coût, soit utilisateur du milieu préservé, et ainsi bénéficiaire de la rente correspondante, soit les deux à la fois, mais de façon indépendante puisque l'effort environnemental du producteur est en général de peu de poids sinon négligeable dans la qualité du milieu ; on trouve quelques exceptions autour d'entreprises d'eau minérale[115] et de cosmétiques.

En résumé, on peut ramener la distinction "efforts environnementaux/ milieu préservé" à celle entre la production privée d'un bien collectif et l'utilisation privative d'un tel bien (tableau II.2.1). C'est dans cette construction sociale complexe (notamment scientifique dans la connaissance des relations de causalité mais du marketing dans le signalement) que s'inscrit la construction des rentes réputationnelles.

[115] Mais l'effort ne porte généralement pas sur leur processus central de production : l'embouteillage.

Aspect considéré	Origines de l'aspect	Exemples
Efforts visant à protéger l'environnement	Efforts directs de l'entreprise	Mise en place d'un Système de Management Environnemental, Eco-produits
	Efforts indirects de l'entreprise	Mécénat, parrainage, financement d'opérations
	Efforts de tiers sans lien avec l'entreprise	Firme allemande bénéficiant de l'image environnementale associée à son pays.
Milieu de production préservé	Naturalité	Appellation "Produits alimentaires de montagne"
	Externalité	Site à l'écart d'une source de pollution
	Production publique	Classement d'une région en parc naturel
	Production privée	Activité humaine ayant contribuée à la préservation du milieu, "écozone"

Tableau II.2.1 : Contributions à la réputation environnementale

B. MANIPULATIONS DE L'INFORMATION SUR LA QUALITE ENVIRONNEMENTALE

Nous analysons deux types de problèmes afférents à la différenciation environnementale des produits agro-alimentaires : le risque de confusion du consommateur sur le contenu de l'allégation et l'asymétrie d'information entre le producteur et le consommateur ; ces deux phénomènes, que nous allons définir et distinguer, peuvent fournir des occasions de manipulation. Nous proposons ensuite un modèle simple de relation bilatérale entre un producteur et un consommateur, déterminons les différents équilibres et montrons les défaillances auxquelles ils mènent sous diverses conditions.

a. Les deux types de problèmes

En référence à la nouvelle théorie du consommateur développée par Lancaster (1979), chaque produit peut être décrit comme un ensemble de caractéristiques indépendantes qui peuvent être évaluées par le consommateur. En fonction de cette évaluation, celui-ci choisit le produit présentant la combinaison de caractéristiques lui procurant le maximum d'utilité en fonction de ses contraintes de budget. L'adjonction de caractéristiques environnementales au produit agro-alimentaire permet de l différencier de ceux de ses concurrents. Dans une approche simplifiée, un produit agro-alimentaire peut être considéré comme la combinaison de caractéristiques classiques et de caractéristiques environnementales. Cette différenciation, généralement intangible au niveau du produit final pour le consommateur, nécessite une "différenciation informationnelle" du produit permettant de le distinguer (Tirole, 1993).

Risques de confusion du consommateur sur le contenu de l'allégation environnementale

Une difficulté pour le consommateur réside dans la confusion sur le contenu de l'allégation environnementale. Ainsi, le consommateur peut confondre le fait que la firme bénéficie d'un milieu de

production préservé et la mise en œuvre par la firme de processus de production respectueux de l'environnement (voir section A). La présence d'une caractéristique peut signifier pour lui la présence de l'autre.

Nous distinguons le problème de confusion sur le contenu de l'éco-étiquetage de celui de l'asymétrie d'information entre consommateur et producteur. En effet, même en cas de symétrie d'information entre le producteur et le consommateur, celui-ci ne donne pas forcément le même contenu que le producteur à l'énoncé de l'information, ce qui rend le contrat d'autant plus coûteux à rédiger, appliquer et rendre exécutoire (voir chapitre précédent).

Ce problème de confusion du consommateur peut avoir plusieurs origines : (1) être induit par l'éco-étiquetage et/ou (2) provenir des capacités cognitives limitées du consommateur.

(1) La firme peut avoir intérêt à manipuler la formulation de l'information afin de favoriser l'achat de ses produits différenciés. Le phénomène de confusion est en étroite relation avec la dimension privative ou collective de l'achat de produits respectueux de l'environnement (voir le chapitre 4 de la partie II). En effet, alors que les consommateurs expriment leurs préférences pour des produits moins nuisibles à l'environnement, dans la réalité, il existe un écart entre déclarations et pratiques d'achat. La dimension collective des bénéfices de préservation de l'environnement peut en partie expliquer cet écart, à travers des comportements de passagers clandestins. Les firmes sont alors incitées à insister sur la dimension privative de leur différenciation environnementale. De manière simplifiée, on peut dire que (a) l'achat de produits provenant d'un milieu préservé possède essentiellement une dimension privative alors que (b) l'achat de produits issus d'un processus de production respectueux de l'environnement a une dimension à la fois collective et privative.
(a) Pour le consommateur, le milieu préservé a essentiellement une dimension privative sous deux aspects. En effet, le milieu de production préservé dont est issu le produit est circonscrit et donc sujet à rivalité. Par ailleurs, le consommateur est sensible à l'effet de l'environnement sur la qualité intrinsèque des produits notamment sanitaire, à dimension privative. Ainsi, un environnement préservé par un certain éloignement d'une source de pollution (autoroute, décharge) contribue à préserver les produits d'une certaine contamination par l'environnement (plomb, dioxine). (b) Les efforts environnementaux de la firme ont eux une dimension collective et privative. A travers ses efforts environnementaux, la firme produit une qualité environnementale dont bénéficient d'autres individus comme les usagers de l'environnement par exemple. Cependant, les efforts environnementaux ont aussi une dimension privative pour le consommateur puisqu'ils contribuent à terme à l'amélioration de la qualité de l'environnement et éventuellement, mais de manière difficilement mesurable, à la qualité des produits. Comme nous l'avons vu dans la première partie, il est vrai qu'à terme les efforts environnementaux devraient améliorer la qualité du milieu de production. Mais, l'horizon temporel est

lointain et la part des efforts environnementaux de la firme dans la qualité du milieu de production reste souvent mineure. Le consommateur perçoit néanmoins un lien entre la mise en œuvre de processus de production respectueux de l'environnement et une meilleure qualité intrinsèque des biens.

(2) Par ailleurs, la confusion peut provenir des capacités cognitives limitées du consommateur. Ce point a été développé dans le chapitre précédent.

Du fait des manipulations de l'éco-étiquetage par les firmes ainsi que des capacités cognitives limitées du consommateur, celui-ci peut confondre le fait que la firme bénéficie d'un milieu de production préservé et la mise en œuvre par la firme de processus de production respectueux de l'environnement.

L'asymétrie informationnelle

La présence de coûts de mesure élevés en comparaison des bénéfices induit une incertitude sur la qualité des biens échangés. L'analyse des coûts de transaction, selon Barzel, considère que ces coûts provoquent une dissipation de ressources qui échappent aux deux parties dans l'échange. Pour Barzel (1982, p.28), les cas analysés par l'économie de l'information sont des cas particuliers de l'approche par les coûts de mesure. Nous présentons les échecs de marché dus aux biens de croyance avec une application aux caractéristiques environnementales. Deux types de problèmes apparaissent en fonction de la réalisation ou non des promesses de l'allégation au moment de l'achat du produit et selon que l'achat est unique ou répété. Les deux problèmes identifiés sont la sélection adverse et l'aléa moral évoqués au chapitre 1 de la partie I lors de la discussion sur les défaillances du marché. Après une brève description de ces problèmes, nous examinons dans quels contextes ils apparaissent dans le marché pour des caractéristiques environnementales.

L'asymétrie de l'information se décline traditionnellement en risque moral et en sélection adverse. Ces notions ont été initialement développées dans des contextes spécifiques[116], avant que leur portée

[116] Bien que ces notions aient été évoquées depuis longtemps (loi de Gresham sur la fausse monnaie; remarques d'Adam Smith sur les risques liés à l'accomplissement de certaines tâches par un agent non propriétaire), la notion de sélection adverse a été notamment formalisée par Akerlof à partir du marché des voitures d'occasion (1970) et celle de risque moral par Arrow (1963) sur les services médicaux et par Jensen et Meckling (1976) sur les relations d'agence entre actionnaires et managers.

explicative ne soit étendue à une multitude de situations économiques. Dans le cadre de la relation Principal-Agent, la firme est l'Agent (partie informée) et le consommateur est le Principal (partie non informée). La sélection adverse est un problème d'information cachée alors que l'aléa moral est un problème d'action cachée. En général, fournir des caractéristiques environnementales est coûteux pour les firmes. Comme les consommateurs sont prêts à payer pour ces caractéristiques et que l'information sur leurs qualités est coûteuse à obtenir, les firmes peuvent avoir intérêt à frauder.

L'aléa moral se réfère à une situation d'opportunisme *ex post* où le Principal ne peut observer le comportement ou le niveau d'effort caché de l'Agent. Le Principal ne peut observer les actions de l'Agent *après* avoir signé le contrat. Par exemple, dans les contrats de travail, l'effort de l'employé (l'Agent) n'est pas observable par l'employeur (Principal). Dans le cadre d'un contrat d'assurance, l'assuré (Agent) contre l'incendie peut avoir moins d'incitations à éviter les risques d'incendie et en cas de sinistre, être tenté de cacher à l'assureur (Principal) son comportement négligent. La signature du contrat donne lieu à la possibilité d'opportunisme par l'Agent (Molho, 1997), qui peut éviter de fournir les efforts requis puisque ses actions sont inobservables par le Principal.

Quant à la sélection adverse, elle concerne une forme d'opportunisme *ex ante*, c'est-à-dire la possibilité de manipulation d'une information cachée sur une caractéristique fixée et permanente, susceptible d'induire le Principal en erreur. Cela peut être une caractéristique personnelle de l'Agent. Par exemple, un avocat est souvent mieux informé que le client sur ses caractéristiques personnelles (ses compétences). Ce peut être aussi une caractéristique de la relation contractuelle. Un charpentier connaît mieux la difficulté du travail à effectuer que celui qui l'engage (Macho-Stadler, Pérez-Castrillo, 2001). Les vendeurs peuvent frauder sur leur information privée avant de signer le contrat. Akerlof (1970) a étudié le marché des voitures d'occasion dans lequel les agents ont une information privée sur la valeur de leur voiture. Il y a deux types d'agents, les vendeurs de bonnes voitures et les vendeurs de mauvaises voitures. Comme il est impossible au Principal d'avoir l'information privée sur la qualité des voitures, seules les mauvaises voitures vont être échangées sur le marché. Les voitures de bonne qualité sont chassées du marché. Au moment de l'achat, certaines caractéristiques environnementales sont déjà réalisées et fixées, telles que la localisation du lieu de production ou la mise en œuvre d'un processus de production respectueux de l'environnement. Un producteur peut être tenté de mentir sur les véritables caractéristiques environnementales du produit, par exemple en annonçant la mise en œuvre d'un processus de production respectueux de l'environnement alors que le produit est issu d'un mode de production conventionnel.

Nous pouvons analyser les problèmes d'aléa moral et de sélection adverse dans le cadre du contrat implicite de fourniture de caractéristiques environnementales. Nous utilisons une grille d'analyse selon

deux dimensions : (i) Les promesses de l'écolabel sont réalisées ou non au moment de l'achat (opportunisme *ex post* ou *ex ante*), (ii) la transaction est unique ou répétée (tableau II.2.2).

	Transaction unique		**Transaction Répétée**
	Avant la transaction	*Après la transaction*	
Exemples d'attributs environnementaux	Processus de production respectueux de l'environnement Recyclabilité des composants	*Sponsoring* Parrainage	Toutes les caractéristiques
Type de problèmes	Sélection Adverse	Aléa moral	

Tableau II.2.2 : Problèmes informationnels selon le cadre de la transaction

Dans un cadre d'une transaction unique, la sélection adverse peut avoir lieu si les pratiques respectueuses de l'environnement ont déjà été mises en œuvre par la firme. Les produits dont le processus de production est respectueux de l'environnement entrent dans ce cadre. Les Agents (firmes) ont alors une information sur les caractéristiques environnementales fixes, non manipulables, inconnue du Principal (consommateur).

Par ailleurs, les marchés peuvent aussi être exposés à l'aléa moral dans le cadre d'achat unique si les actions environnementales alléguées ne sont pas encore réalisées au moment de l'achat. C'est le cas du *sponsoring*. Une firme peut affirmer que pour chaque produit vendu une somme sera versée à une organisation environnementale (Candia qui promet de verser de l'argent au WWF). Après l'achat, les consommateurs ne peuvent observer les actions des firmes. L'argent a-t-il bien été versé à l'organisation environnementale ?

Comme décrit dans le chapitre précédent, la relation entre consommateurs et firmes peut être définie comme un contrat de promesses sur la qualité future des biens (Klein et Leffler, 1981 ; Brousseau, 1993). Ainsi, nous considérons le cadre de transactions répétées dans le cas où les consommateurs et les firmes veulent s'engager dans une relation de long terme. Il est couramment admis que le consommateur utilise des "raccourcis mentaux" en rachetant fréquemment une marque connue sans vérifier de nouveau l'ensemble de ses attributs, sans parler des attributs de croyance qui sont par définition invérifiables. Dans une perspective d'achats répétés, le consommateur s'attend au maintien des attributs environnementaux réalisés lors des transactions précédentes. Bénéficiant d'une réputation environnementale dans l'esprit du consommateur, le producteur peut être tenté de transformer la qualité environnementale du processus de production lors des transactions futures. Les consommateurs ne pouvant observer si les firmes vont continuer dans le futur à fournir des caractéristiques environnementales (action cachée), le problème est alors celui de l'aléa moral.

Malgré l'intérêt d'une étude simultanée des situations d'aléa moral et de sélection adverse dans une perspective de transactions répétées, nous excluons les situations d'aléa moral du champ de notre

étude. Dans un souci de simplification, nous imitons l'hypothèse effectuée par Rogerson (1983) dans un contexte similaire. Outre l'aspect pédagogique de ne traiter qu'une question à la fois, il semble réaliste de considérer que l'adoption d'un mode de production respectueux de l'environnement est dans une certaine mesure un choix effectué de manière définitive. En effet, ce choix correspond essentiellement au choix d'une localisation, à un éventuel investissement matériel initial et surtout à l'acquisition et à la mise en œuvre de savoirs et de compétences par les ressources humaines de l'entreprise considérée, ces éléments étant difficilement modifiables d'une transaction à l'autre. De plus, outre la difficulté associée à une éventuelle modification de ces paramètres, leur acquisition peut également constituer une source de gains (stratégies "win-win-win", Grolleau, 2001) renforçant le caractère permanent de ces choix.

Nous étudions quatre situations qui correspondent au croisement des deux problèmes évoqués précédemment (tableau II.2.3).

		Consommateur	
		Expert	Novice
Information	Symétrique	α	β
	Asymétrique	γ	δ

Tableau II.2.3 : Quatre situations d'étude

Le consommateur confond (Consommateur Novice) ou non (Consommateur Expert) les efforts environnementaux du producteur et le fait que celui-ci bénéficie ou non, d'un lieu de production préservé. L'information est symétrique ou non entre le producteur et le consommateur. En information symétrique, le consommateur possède la même information que le producteur concernant le lieu de production et les efforts environnementaux de la firme. Le jeu s'apparente alors à un jeu dynamique : le producteur prend d'abord sa décision puis le consommateur prend la sienne en fonction des décisions prises par la firme. En information asymétrique, le consommateur ne possède pas l'information que possède la firme concernant le lieu de production et les efforts environnementaux de la firme au moment où il prend sa propre décision. Le jeu s'apparente alors à un jeu statique où les décisions de la firme et du consommateur sont prises simultanément.

b. Les différents équilibres et les choix de stratégies des firmes

Les hypothèses

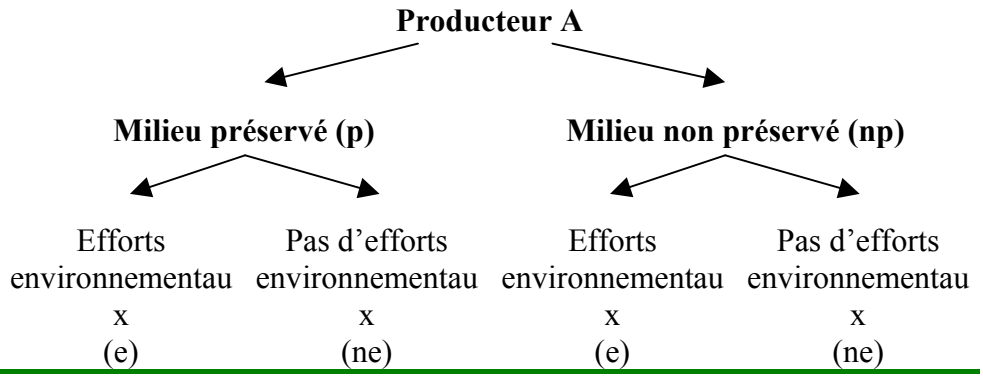
Nous considérons un producteur A dont les produits peuvent être différenciés selon deux caractéristiques : (1) le milieu de production est préservé ou non, (2) le producteur a mis en œuvre ou non un processus de production respectueux de l'environnement.

(1) Tout d'abord, le producteur bénéficie d'un milieu perçu ou non comme préservé par le consommateur. Si l'allégation des produits fabriqués par A indique que le produit provient d'un milieu perçu comme préservé, nous utiliserons l'expression "Milieu préservé" et sinon, nous utiliserons l'expression "Milieu non préservé". Il peut sembler abusif de considérer cette caractéristique comme une variable de choix des agents. En effet, un producteur ne peut pas facilement changer de lieu de production pour passer d'un milieu préservé à un milieu non préservé. Cependant, nous considérons que cette caractéristique du lieu de production constitue bien un choix pour le producteur dans le sens où il pourra choisir ses fournisseurs en fonction de leur localisation dans un milieu perçu comme préservé ou non. Par exemple, un distributeur souhaitant communiquer sur le milieu préservé d'une région dont est issue une catégorie de produits va passer des contrats avec des agriculteurs de cette région. Nous considérons que le choix pour le producteur A du lieu de production ne représente aucun coût supplémentaire.

(2) Les produits peuvent aussi être différenciés selon leur processus de production, respectueux ou non de l'environnement. Nous nommerons "Efforts environnementaux" la mise en œuvre de processus de production respectueux de l'environnement par le producteur. Ce choix est coûteux pour le producteur.

Comme indiqué précédemment, nous considérons le choix du lieu de production ainsi que du processus de production comme un choix fait une fois pour toutes dans la transaction avec le consommateur.

L'étude concerne la stratégie du producteur A consistant à faire ou non des efforts environnementaux selon qu'il bénéficie au non de la réputation environnementale de son milieu de production. Quatre situations se présentent alors, auxquelles sont associés différents profits pour le producteur A et différentes utilités pour le consommateur C. Le tableau II.2.4 les représente et nous permet d'introduire notre notation.



Situation	**(p, e)**	**(p, ne)**	**(np, e)**	**(np, ne)**
Profits de A	$\Pi_{p,e}$	$\Pi_{p,ne}$	$\Pi_{np,e}$	$\Pi_{np,ne}$
Utilité de C	$U_{p,e}$	$U_{p,ne}$	$U_{np,e}$	$U_{np,ne}$

Tableau II.2.4 : Profits et utilités en fonction des différents cas

Le classement des préférences n'est pas le même selon que le consommateur est Novice ou Expert :

Consommateur Novice : Il confond les efforts environnementaux du producteur avec le fait que celui-ci bénéficie d'un milieu préservé. Pour le consommateur novice, les situations (p, ne) et (np, e) correspondent alors à la situation (p, e). La présence d'un attribut signifie pour lui la présence de l'autre. Ainsi, pour lui,

$$U_{p,e} = U_{np,e} = U_{p,ne} > U_{np,ne}$$

Consommateur Expert : Il ne confond pas les deux caractéristiques. Le classement de ses préférences peut revêtir diverses formes selon les hypothèses (soit $U_{np,e} > U_{p,ne}$, soit $U_{p,ne} > U_{np,e}$, soit $U_{np,e} = U_{p,ne}$). On considère que le consommateur préfère toujours les deux caractéristiques plutôt qu'une seule.

$$U_{p,e} > U_{np,e} > U_{np,ne} \quad \text{et} \quad U_{p,e} > U_{p,ne} > U_{np,ne}$$

Les équilibres dans les différentes situations

SITUATION α Information Symétrique et Consommateur Expert

Le consommateur possède la même information que le producteur concernant le lieu de production et les efforts environnementaux du producteur et distingue les 2 caractéristiques p et e (tableau II.2.5).

Situation	**(p, e)**	**(p, ne)**	**(np, e)**	**(np, ne)**
Profits de A	$\Pi_{p,e}$*	$\Pi_{p,ne}$	$\Pi_{np,e}$	$\Pi_{np,ne}$
Utilité de C	$U_{p,e}$*	$U_{p,ne}$	$U_{np,e}$	$U_{np,ne}$

Tableau II.2.5 : Equilibre en information symétrique avec un consommateur Expert

Le consommateur Expert a les préférences suivantes comme posé en hypothèse dans la partie précédente :

$$U_{p,e} > U_{np,e} \geq U_{p,ne} > U_{np,ne} \text{ ou } U_{p,e} > U_{p,ne} \geq U_{np,e} > U_{np,ne}$$

En information symétrique, les profits du producteur se calquent alors sur les préférences du consommateur Expert :

$$\Pi_{p,e} > \Pi_{np,e} \geq \Pi_{p,ne} > \Pi_{np,ne} \text{ ou } \Pi_{p,e} > \Pi_{p,ne} \geq \Pi_{np,e} > \Pi_{np,ne}$$

La situation d'équilibre est **(p, e)**. Elle correspond à un équilibre de Nash[117]. Dans ce cas, le marché fonctionne parfaitement. Les caractéristiques les plus valorisées sont fournies par le marché.

SITUATION β Information Symétrique et Consommateur Novice

Le consommateur possède la même information que le producteur concernant le lieu de production et les efforts environnementaux du producteur et confond les 2 attributs p et e (tableau II.2.6).

Situation	**(p, e)**	**(p, ne)**	**(np, e)**	**(np, ne)**
Profits de A	$\Pi_{p,e}$	$\Pi_{p,ne}$*	$\Pi_{np,e}$	$\Pi_{np,ne}$
Utilité de C	$U_{p,e}$*	$U_{p,ne}$*	$U_{np,e}$*	$U_{np,ne}$

Tableau II.2.6 : Equilibre en information symétrique avec un consommateur Novice

Pour le consommateur Novice :

$$U_{p,e} = U_{p,ne} = U_{np,e} > U_{np,ne}$$

Etant donné que le consommateur retire la même utilité de chacune des trois situations (p, e), (p, ne) et (np, e), le producteur aura donc intérêt à choisir la stratégie **(p, ne),** stratégie la moins coûteuse des trois. L'équilibre est sous-optimal. La caractéristique e ne sera donc pas fournie sur le marché. Le producteur ne contribue pas à préserver l'environnement. Il exploite un milieu préservé par d'autres et qu'il peut éventuellement dégrader à terme.

SITUATION γ et δ Information Asymétrique et Consommateur Expert ou Novice

[117] Un équilibre de Nash correspond à la combinaison de stratégies telle que la stratégie de chacun des joueurs correspond à un choix optimal, étant données les stratégies choisies par les autres joueurs.

Le consommateur ne possède pas l'information que possède le producteur concernant le lieu de production et les efforts environnementaux du producteur (tableau II.2.7). Que le consommateur soit Novice ou Expert, l'équilibre est le même.

Situation	**(p, e)**	**(p, ne)**	**(np, e)**	**(np, ne)**
Profits de A	$\Pi_{p,e}$	$\Pi_{p,ne}$	$\Pi_{np,e}$	$\Pi_{np,ne}$*
Utilité de C	$U_{p,e}$	$U_{p,ne}$	$U_{np,e}$	$U_{np,ne}$*

Tableau II.2.7 : Equilibre en information asymétrique

Il y a asymétrie d'information sur la qualité des biens. Ne pouvant valoriser les produits de haute qualité sur le marché, le producteur choisira la stratégie **(np, ne)**. Les produits de qualité supérieure concernant les caractéristiques p et e sont chassés du marché. Aucune des deux caractéristiques n'est fournie. C'est une situation de sélection adverse (Akerlof, 1970).

Nous avons identifié deux types de problèmes, l'un engendré par l'offre, la manipulation d'une information difficilement vérifiable, et l'autre dû aux caractéristiques de la demande, le risque de confusion. Ces deux situations ne sont pas mutuellement exclusives et sont généralement susceptibles de se renforcer mutuellement. Par exemple, certaines firmes peuvent avoir intérêt dans une logique de maximisation de leurs profits à entretenir la confusion des consommateurs par des allégations équivoques (voir chapitre 4 de la partie I). Ce risque de confusion est potentiellement renforcé par les tentations opportunistes des producteurs, transmettant des informations non vérifiables par les consommateurs dans les conditions habituelles de la transaction.

C. MECANISMES SUSCEPTIBLES D'ATTENUER L'INCERTITUDE SUR LA QUALITE DES BIENS[118]

La caractérisation du contrat implicite, dans le chapitre précédent, a révélé que l'efficacité de la transaction peut être compromise à la fois par une dissipation de la rente de différenciation environnementale et par l'opportunisme des vendeurs cherchant à tirer parti de la distribution asymétrique d'information. Nous abordons ici les mécanismes susceptibles d'augmenter l'efficacité de la transaction d'écoproduits, par la réduction des coûts de mesure identifiés précédemment.

[118] Cette section ont été écrite en collaboration avec Gilles Grolleau et Luc Thiébaut dans Bougherara et al. (2003a) et Bougherara et Grolleau (2002).

La transaction d'attributs correspond à la délimitation et au transfert de droits de propriété sur l'environnement[119]. North (1990, p.34) résume en quatre éléments les déterminants de la coordination entre agents : (i) la nature de la fonction d'utilité de chacun des agents, (ii) la complexité de l'environnement de l'échange et la capacité des agents (iii) à déchiffrer et (iv) à organiser l'environnement (mesure des attributs et mécanismes rendant le contrat exécutoire). Ces quatre éléments vont apparaître en filigrane de notre discussion. On peut néanmoins noter avec intérêt l'importance de prendre en compte la fonction d'utilité des agents. Elle est évidemment très hétérogène pour ce qui est des préférences environnementales des acheteurs. L'hétérogénéité peut être interindividuelle (degré d'altruisme, sexe, etc.), mais aussi intercommunautaire comme les différences culturelles (pays nordiques reconnus comme plus sensibles à l'environnement que les pays latins), etc. L'environnement de la transaction joue aussi un rôle significatif pour ce qui est de l'échange d'écoproduits. Par exemple, la transaction peut avoir lieu dans un cadre plus ou moins impersonnel, allant du cadre d'échange du marché walrasien à l'échange au sein de groupes aux liens familiaux ou communautaires. Les écolabels peuvent porter sur un problème global d'environnement ou un problème très local. Notons également que les coûts de mesure des attributs étant toujours mis en regard des bénéfices espérés de la transaction pour chacune des parties, il est d'autant plus difficile de rendre exécutoire un contrat implicite que ses bénéfices présentent un caractère public (voir chapitre 4 de la partie II).

La présence de coûts de mesure prohibitifs compromet l'échange de biens aux caractéristiques environnementales. Minimiser les coûts de mesure ou augmenter la valeur du bien nécessitera une structure de droits de propriété dans laquelle la partie qui influence le plus la variabilité de l'attribut devient propriétaire des résultats – positifs ou négatifs – de la transaction (Barzel, 1989, pp.115-117 ; Alchian et Demsetz, 1972).

> "The maximization of an asset's value involves the ownership structure in which those parties who can influence the variability of particular attributes become residual claimants over those attributes."
>
> North (1990, p.31)

[119] Au chapitre 2 de la partie I, nous avons décrit les permis négociables comme des instruments de définition de droits de propriété sur l'environnement. En cela, l'écolabel rejoint cet instrument. Cependant, alors que les permis négociables correspondent à l'introduction d'une rareté sur le marché des droits à polluer par les pouvoirs publics, l'écolabel introduit la rareté au niveau de l'espace de différenciation des produits sur le marché final.

La partie qui peut réaliser la mesure à moindre coût dans notre analyse est le vendeur. Minimiser les coûts de mesure consistera donc à faire réaliser la mesure de l'attribut environnemental par les vendeurs contre rémunération tel qu'un consentement à payer des consommateurs ou un flux de ventes futures[120]. L'incomplétude du contrat va cependant favoriser l'apparition de contraintes informelles, non codifiées, qui vont générer des attentes implicites de la part des consommateurs.

Nous souhaitons à présent revenir à notre classification analytique en trois types de coûts afin d'étudier les mécanismes permettant de rétablir l'efficacité du marché.

a. Coûts de définition

Ces coûts proviennent de l'incapacité du consommateur à définir ses besoins, de ses capacités d'expertise limitées pour écrire les termes du contrat. La rédaction peut être réalisée par le vendeur, la transaction est alors soumise à son opportunisme, nécessitant des mécanismes (i) endogènes ou (ii) exogènes de crédibilisation de la définition.

(i) Un mécanisme endogène initié par les vendeurs et susceptible d'atténuer les risques de confusion est connu sous le nom de théorie du dévoilement ou *unfolding theory* (Ippolito, Mathios, 1990, pp.462-463 ; Grossman, 1981). Par exemple, un vendeur dont le produit a une teneur élevée en vitamine A voudra vraisemblablement le faire savoir via la publicité. Un vendeur de produits similaires, mais dont la teneur est élevée en vitamines A et B sera vraisemblablement incité à faire connaître ces deux qualités et à se distinguer de son concurrent. Le consommateur en déduit alors qu'une allégation partielle implique des propriétés inférieures. Cette révélation ou ce dévoilement engendré par la concurrence entre les vendeurs se traduit par des allégations explicites concernant les propriétés positives des produits, le consommateur pouvant ainsi inférer la qualité des produits avec des allégations moindres. Ainsi, une entreprise possédant des caractéristiques supérieures par rapport à

[120] Les bénéfices réalisés peuvent l'être en termes de coûts évités suite à une catastrophe environnementale. Jones et Rubin (1999) mettent en évidence les pertes indirectes, réputationnelles, des entreprises dans une analyse de 98 accidents environnementaux rapportés dans le Wall Street Journal.

ses concurrents est incitée à le faire savoir et à se distinguer de ses concurrents, contribuant ainsi parfois à l'éducation du consommateur[121].

Williamson (1999) cite un autre mécanisme susceptible d'être employé par les consommateurs : l'imitation. Dans son modèle, les consommateurs ont des capacités cognitives certes limitées, mais hétérogènes. Ainsi, les individus aux capacités les plus faibles peuvent imiter les individus aux capacités les plus fortes.

> "Although subjects display behavior centered on the mean, some do worse and few do better […]. Assuming that those who are less qualified can identify those who are more qualified – to buy audio equipment, go vacationing, get medical care, etc. – then subjects with average or below average experience or talent can benefit by imitating those who have more"
> Williamson (1999, pp.20-21)

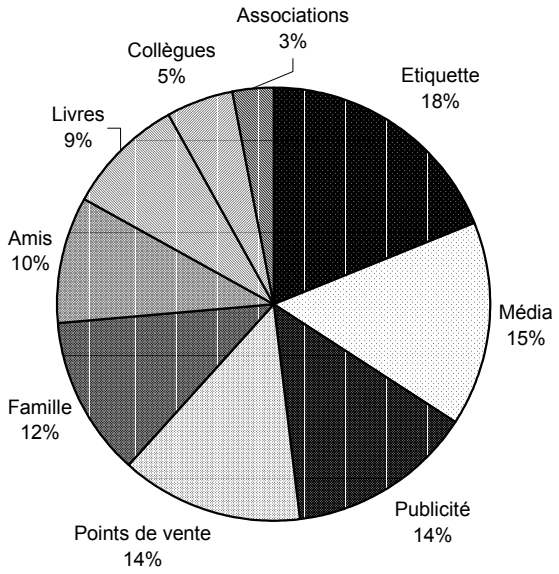
La prise en compte du contexte social de l'échange dans les modèles peut être riche en pouvoir explicatif. Par exemple, DiMaggio et Louch (1998) réalisent une étude des transactions entre individus ayant préalablement des relations non commerciales (achat d'une voiture auprès d'un ami). Les relations d'amitié éliminent le problème des capacités techniques[122] du fait de la confiance existant entre des amis, selon laquelle le vendeur veillera aux intérêts de l'acheteur.

Dans l'étude expérimentale que nous présentons dans la partie III, nous avons posé une question sur les sources d'information des consommateurs concernant les produits respectueux de l'environnement. Les consommateurs s'appuient d'abord sur des sources d'information impersonnelles (étiquette, médias, publicité), puis sur des sources interpersonnelles formelles (point de vente) et informelles (famille, amis) (figure II.2.2).

[121] Notons que cette théorie peut être invalidée, si certaines conditions ne sont pas réalisées, notamment au niveau de la concurrence. Par exemple, certaines firmes peuvent choisir de "taire" des caractéristiques positives de leurs produits (ex. des cigarettes à faible taux de nicotine), si cette différenciation risque de "cannibaliser" leur propre marché relatif à des produits similaires (ex: en concurrençant leurs propres cigarettes classiques).

[122] Elles éliminent également partiellement le problème de la vérification de la qualité, puisque le consommateur est préalablement dans une relation de confiance avec ses amis.

Figure II.2.2 : Les sources d'information des consommateurs sur les produits respectueux de l'environnement



Question posée à 128 consommateurs tirés au sort dans l'annuaire téléphonique de Dijon :
Où vous renseignez-vous concernant les produits qui respectent l'environnement ?

(ii) Des mécanismes exogènes peuvent également être initiés par des tiers tels que les pouvoirs publics, les associations consuméristes ou écologistes qui peuvent inciter, voire contraindre, les entreprises à diminuer les risques de confusion dus aux consommateurs et/ou au marketing des produits d'une part et/ou éduquer de manière plus directe les consommateurs. L'intervention de ces tiers est souvent renforcée ou, à l'inverse, nuancée, par leur crédibilité, au-delà des seuls aspects objectifs relatifs à leurs capacités d'expertise, de transparence et d'indépendance.

Par exemple, GreenPeace publie régulièrement une liste noire de produits agro-alimentaires contenant ou susceptibles de contenir des OGM, contribuant ainsi à révéler les véritables stratégies des firmes. Les associations consuméristes telles que l'Union Française des Consommateurs réalisent périodiquement des études sur l'usage abusif de certains termes relatifs à l'environnement ou des tests comparatifs entre les produits de l'agriculture conventionnelle et les produits issus de l'agriculture biologique sur leurs teneurs respectives en produits phytosanitaires.

L'intervention des pouvoirs publics peut se traduire par l'élaboration de droits de propriété relatifs à l'usage de certains termes (définitions, modalités de vérification et de signalement) et par des formes de publicité institutionnelle visant à les rendre compréhensibles pour les acteurs cibles, en l'occurrence le consommateur, et à éviter les utilisations propres à induire en erreur ou à engendrer la confusion (Grodsky, 1993). Un exemple empirique est celui de l'expression "agriculture biologique" et de ses dérivés qui sont protégés par voie réglementaire. Danone s'est vu en effet contraint d'ajouter une

mention explicative précisant que ses yaourts de la marque BIO[123] ne sont pas issus de l'agriculture biologique, afin d'éviter la confusion. D'autres tiers peuvent intervenir par des moyens divers, notamment par la production d'informations dans divers médias (presse consumériste avec de nombreux articles consacrés aux allégations présentes sur les produits agro-alimentaires), par la mise sur la scène publique et la dénonciation de techniques propres à engendrer la confusion.

Dans le cas de l'écolabel, l'intervention, dans la procédure d'écolabellisation, de tierces parties (associations de consommateurs, pouvoirs publics) ayant les capacités techniques, notamment lors de la phase de définition, peut permettre d'éviter la capture des critères environnementaux par les industriels (voir chapitre 3 de la partie I). Dans les instances de négociation des critères, siègent des représentants des consommateurs censés exprimer les préférences des consommateurs et tirer les critères vers elles. Les préférences environnementales des consommateurs sont alors endogènes au processus d'écolabellisation. Cependant, ce mécanisme ne résout qu'imparfaitement le problème de définition pour deux raisons principales : les préférences des consommateurs sont très hétérogènes et une représentation de l'ensemble des consommateurs à travers une seule voie restreint forcément les possibilité de prise en compte de l'ensemble des besoins en matière d'environnement. Par ailleurs, se pose la question de la légitimité de la représentation des consommateurs par des associations ; associations dont le but affiché est de veiller aux intérêts des consommateurs et qui peuvent être soumises aux mêmes défaillances que les pouvoirs publics, pour lesquels les intérêts individuels entrent parfois en conflit avec l'intérêt général (voir chapitre 1 de la partie I).

b. Coûts de vérification

Une fois les termes du contrat définis, les coûts de vérification correspondent aux coûts subis pour rendre exécutoire le contrat (*enforcement*). Selon que l'attribut, objet de la transaction, est de recherche, d'expérience ou de croyance, les coûts subis seront différents.

Attributs de recherche

[123] Le règlement communautaire permet à Danone l'utilisation du terme "bio" pour des produits non biologiques jusqu'en 2006 dans la mesure où la marque avait été enregistrée avant 1991, et à condition que l'étiquetage des produits mentionne que ces derniers ne sont pas issus de l'agriculture biologique et qu'en 2006 la marque soit supprimée ou que Danone se conforme à la réglementation communautaire.

Ils correspondent à des propriétés des produits que les consommateurs peuvent vérifier avant l'achat à coûts quasi-nuls. L'information est quasi-symétrique entre le vendeur et l'acheteur. Les attributs de recherche ne posent pratiquement pas de problèmes et sont généralement validés *ipso facto* par les consommateurs lors de l'investigation initiale. La logique du marché fonctionne pratiquement sans accrocs puisque les consommateurs effectuent des "choix pré-informés" où "tous les paramètres de la décision, à savoir la connaissance des marchés, des prix, des produits offerts et de leurs qualités respectives, sont données *a priori* et pris en compte de manière simultanée (…). Aucun achat n'a lieu avant que toute l'information utile ne soit rassemblée" (Levy-Garboua, 1976). "Si les propriétés vantées du produit diffèrent des propriétés réelles, le consommateur se rend compte de cette différence avant l'achat" (Nelson, 1974). En résumé, dans le cas des attributs de recherche "le problème de la détermination de la qualité par le consommateur est confiné à l'inspection du produit avant l'achat" (Lancaster, 1996). Cette inspection génère des coûts de recherche, généralement faibles, manifestes dans le temps et l'énergie consacrées au processus d'inspection du produit. Etant donné le risque de sanction immédiate par le non-achat de leurs produits, le contrat est auto-exécutoire[124] et les allégations des vendeurs sont par conséquent généralement fiables (Ford et al., 1988).

Les attributs d'expérience

Les attributs d'expérience nécessitent d'acheter et d'"expérimenter" le produit pour en vérifier la qualité. Une vérification directe avant l'achat est éventuellement possible, mais ne serait pas efficiente en comparaison avec l'expérimentation *post*-achat du produit. Par exemple, l'information relative aux qualités organoleptiques d'un vin est certainement accessible grâce à des méthodes physico-chimiques coûteuses. Néanmoins et surtout dans un contexte de transactions répétées sur le même produit, l'expérience du produit, malgré le risque inhérent au premier achat, est un substitut moins coûteux que la recherche préalable d'informations. Cette non-détectabilité de la qualité avant l'achat expose ces marchés à la sélection adverse, préjudiciable aux acheteurs et aux bons vendeurs. Trois mécanismes exogènes, souvent combinés et étroitement associés au capital de réputation du vendeur, permettent de restaurer au moins partiellement l'efficacité de la relation marchande.

Partage d'information

En cas d'entrée séquentielle des consommateurs sur le marché, les premiers consommateurs acquièrent l'information sur les attributs d'expérience et peuvent la partager avec les consommateurs non informés. Par exemple, certaines associations consuméristes testent des produits et rendent l'information disponible par leurs publications, leurs émissions télévisées ou d'autres moyens de

[124] Cette analyse suggère une certaine homogénéité des produits offerts à la vente. En cas de variabilité, les marchés sont exposés à la "sur-recherche".

communication. C'est également le cas du "bouche à oreille" où un consommateur informé – après avoir expérimenté le produit ou eu accès à l'information – transmet son avis à un autre consommateur de son entourage (Bagwell et Riordan, 1991). L'efficacité de ce mécanisme suppose une homogénéité des préférences entre les individus informés et les non-informés, et l'existence de moyens de partage de l'information entre un grand nombre d'acteurs.

Mécanisme des achats répétés

Le mécanisme des achats répétés permet aux consommateurs de conserver les produits agro-alimentaires qu'ils jugent satisfaisants et de sanctionner un vendeur malhonnête sur des attributs d'expérience par la détérioration de sa réputation et par le choix d'un autre vendeur. Selon Nelson (1974), "le principal moyen de contrôle des consommateurs sur le marché [des attributs d'expérience] (…) correspond à leur probabilité de répéter l'achat d'une certaine marque ou non". Il convient de rappeler que dans certains cas, ce mécanisme peut être inefficace, si la probabilité de transactions futures est relativement faible et/ou si le gain du vendeur engendré lors de l'achat initial est suffisamment attractif de telle sorte que la perte éventuelle des futures transactions ne soit pas dissuasive.

> "If the consumer estimate of the initial sunk expenditure made by the firm is greater than the consumer estimate of the firm's possible short-run cheating gains, then a price premium on future sales sufficient to prevent cheating is estimated to exist"
>
> Klein et Leffler (1981)

Comme indiqué précédemment, dans ces modèles, l'équilibre sur le marché exige un prix de la haute qualité qui soit nécessairement supérieur au coût marginal (voir encadré II.2.1).

Encadré II.2.1 : Le mécanisme de réputation

La réputation est une sorte d'actif immatériel permettant au consommateur d'extrapoler les caractéristiques des transactions futures à partir des transactions passées (Tirole, 1993 ; Belleti, 2000 ; Klein et Leffler, 1981 ; Shapiro, 1983). Selon Belletti (2000), la réputation est la conséquence d'un jugement de valeur exprimé par un consommateur au sujet d'une firme ou d'un produit. Ce jugement de valeur se construit au cours du temps et l'identité de l'entité est reconnaissable grâce à un système qui résume l'information, c'est-à-dire une marque, un nom de firme ou un lieu de production spécifique.
Les consentements à payer des consommateurs diffèrent en fonction du produit et de leur goût pour la qualité. Ils ne peuvent observer la qualité qu'après l'achat et au bout d'un certain temps n. Cette information est communiquée à tous les consommateurs potentiels. L'efficacité de ce mécanisme informationnel est imparfaite et les consommateurs peuvent être caractérisés par une probabilité λ décrivant le degré d'impossibilité pour les consommateurs d'observer la qualité après l'achat. Si $\lambda = 1$, alors les consommateurs ne peuvent pas observer la qualité (caractéristique de croyance pure).

Quant à la firme, elle choisit à chaque période, entre fournir des produits de qualité supérieure ou de qualité inférieure. La firme doit avoir de bonnes raisons de penser qu'elle réalise un gain supérieur en maintenant la qualité de son produit et sa réputation, plutôt qu'en cessant de fournir la qualité supérieure, liquidant ainsi sa réputation. La fourniture de la qualité inférieure se traduit, une fois la qualité découverte par les consommateurs,

par la destruction de la réputation. Les consommateurs sanctionnent le producteur par un refus d'achat. Dans le cadre d'une répétition infinie de la transaction, pour que la firme continue de proposer la qualité supérieure, son profit actualisé doit être supérieur au profit actualisé avec fraude, c'est-à-dire (Belleti, 2000) :

$$P_h \geq C_h + [rn/(1- \lambda)] (C_h-C_l)$$

r étant le taux d'intérêt d'une période
P_h étant le prix de la qualité supérieure (dans notre exemple, de l'écoproduit)
C_h étant le prix de la qualité inférieure (dans notre exemple du produit conventionnel)
C_h étant le coût de la qualité supérieure
C_l étant le coût de la qualité inférieure
n étant le temps de détection de la qualité après l'achat
λ étant la probabilité de détecter la qualité

Le maintien de la réputation exige donc que la firme réalise un profit sur l'unité marginale vendue, c'est-à-dire en pratiquant un prix pour la haute qualité supérieur au coût marginal. Ce surprix ou "rente réputationnelle" permet en quelque sorte de rémunérer les investissements initiaux consentis pour acquérir cette réputation. Etant donné le caractère invérifiable des promesses des producteurs, qu'il s'agisse d'un certain lieu de production ou d'efforts environnementaux, ces derniers peuvent tenter d'exploiter cette asymétrie d'information à leur avantage. Afin de rendre cet opportunisme non rentable, l'acheteur peut fournir au producteur des incitations, qui constituent des rentes, puisqu'elles correspondent à un prix supérieur au coût de production (Couton et al., 1996). Ce type de "rente d'information" ou de rente réputationnelle[125] a notamment été mis en évidence dans les travaux de Klein et Leffler (1981) et Shapiro (1983). Selon Milgrom et Roberts (1997) cette "rente d'information" provient des "gains supérieurs aux coûts d'opportunité engendrés par le fait qu'un individu détient des informations privées pré-contractuelles. Elle signifie que l'individu doit être incité à ne pas tirer profit de l'asymétrie d'information. Recevoir ces incitations constitue une rente". L'importance du surprix dépend de l'importance du problème informationnel entre producteurs et consommateurs. Ce surprix est d'autant plus élevé que (1) le temps n de détection de la qualité après l'achat est long (2) que la probabilité de détecter la qualité est faible, c'est-à-dire un λ proche de 1 et (3) que la différence entre les coûts de production et de transaction de l'écoproduit et du produit conventionnel est élevée. La fréquence de la transaction peut également influer sur l'attitude des producteurs. En effet, plus celle-ci est élevée, plus les pertes liées à une liquidation de la réputation sont importantes. La nature informationnelle des attributs environnementaux et la différence substantielle entre les coûts de production et de transaction des écoproduits et des produits conventionnels se traduisent par le risque d'un surprix excessif, c'est-à-dire trop élevé par rapport aux bénéfices qu'en attendent les consommateurs. Néanmoins, un certain nombre de mécanismes endogènes et exogènes à la transaction peuvent permettre de (1) de diminuer le délai entre l'achat du produit et la découverte de sa qualité (n) (2) de transformer au moins partiellement des attributs de croyance en attributs de recherche ou d'expérience (λ) (3) de diminuer les coûts de production et de transaction des écoproduits par rapport aux produits classiques (C_h).

Les marques et garanties

Les mécanismes de signalement de la qualité et d'investissement en réputation (marques commerciales, labels de qualité, garanties, signes officiels, etc.) permettent au producteur de surmonter la sélection adverse associée aux attributs d'expérience. L'efficacité de ce signalement mis en place par les producteurs à l'intention des consommateurs dépend fortement du caractère incitatif du préjudice encouru en cas de fraude, notamment en terme d'effets sur la réputation. L'apposition d'une marque sur les produits revient à convaincre les acheteurs qu'il choisissent un produit au sein d'une distribution acceptable de qualité. La marque joue le rôle de réducteur de la variabilité de la variabilité de la qualité (Eggertson, 1990 ; Barzel, 1982). Certains producteurs engagent la réputation de leur

[125] de nature différente de celle évoquée précédemment.

marque et proposent même une garantie du type "Satisfait ou Remboursé". De manière formelle, l'existence d'un équilibre séparateur exige la satisfaction des trois conditions suivantes (a) les agents proposant la bonne qualité peuvent acquérir le signal à un coût moindre que les agents proposant une mauvaise qualité (b) le profit espéré du signal est plus élevé que le coût d'acquisition du signal pour les agents proposant une bonne qualité (c) le profit espéré du signal est plus faible que le coût d'acquisition du signal pour les agents proposant une mauvaise qualité (Macho-Stadler, Pérez-Castrillo, 2001).

La fixation de normes de qualité minimales

Ce mécanisme exogène, par l'intervention d'un tiers comme les autorités publiques, peut constituer un remède à la sélection adverse en permettant la différenciation qualitative des produits (Leland, 1979), en empêchant aux firmes de vendre des produits ou de faire certaines allégations si la qualité est inférieure à certains seuils. Ces normes contribuent à réduire les coûts de transaction, en réduisant le risque lié à l'achat en éliminant les produits au-dessous d'un certain niveau de performances et en diminuant les ressources investies par l'acheteur pour évaluer le produit avant l'achat. Cela revient à supprimer l'information sur la qualité lorsqu'elle devient inférieure à un certain seuil, afin d'éviter que les consommateurs se lancent dans une recherche d'information coûteuse en ressources (Barzel, 1982)[126]. Scarpa (1999) nuance les effets bénéfiques attendus des normes de qualité minimale, en soulignant certains effets pervers susceptibles de survenir comme la réduction de la qualité moyenne, la facilitation de la collusion, l'érection de barrières à l'entrée et les stratégies prédatrices. Ces normes minimales, comme la sécurité sanitaire des produits disponibles sur le marché, peuvent perdre leur crédibilité, si leur application, leur contrôle et les mécanismes de sanction (*enforcement*) s'avèrent déficients.

Attributs de croyance

L'efficacité des mécanismes précédents est sérieusement remise en question dans le cas des attributs de croyance (sauf dans le cas de la mise en œuvre de normes minimales). Ceux-ci présentent la particularité de n'être pratiquement jamais vérifiés par l'acheteur avant ou après l'achat (les coûts de

[126] Les normes minimales peuvent être interprétées comme des institutions ou "règles du jeu" formelles, délimitant l'ensemble de choix du consommateur (North, 1990, p.4). Au moment de l'achat de produits alimentaires par exemple, le consommateur ne s'interroge pas sur la présence d'arsenic.

mesure de la conformité de la qualité avec la définition dépassent largement les bénéfices qu'en retire le consommateur).

La décision d'achat ou de non-achat est la conséquence d'une croyance à partir d'indicateurs ou de "proxies", et non d'une vérification objective par l'acheteur (Barzel, 1982, pp.42-46). Cette croyance peut résulter de divers facteurs endogènes, tels que les relations perçues entre la réalisation des attributs de croyance et d'autres attributs de recherche ou d'expérience du produit[127], le transfert de la "bonne réputation" du vendeur sur les attributs de croyance, ou exogènes à la relation vendeur-consommateur, tels que la certification par une tierce partie crédible (Caswell et Modjuszka, 1996) et la présence de tiers, motivés par des considérations diverses et susceptibles de surveiller et de dénoncer les manipulations informationnelles du vendeur (Feddersen et Gilligan, 2001).

La qualité environnementale du milieu et/ou du processus de production peut être inférée à partir d'autres attributs perçus comme corrélés et vérifiables *ex ante* (attributs de recherche : aspect, label obligatoire, caractéristiques de l'emballage) ou *ex post* (attributs d'expérience : goût). Ce phénomène d'inférences, en rendant moins intangibles les attributs de croyance pour le consommateur, peut constituer une incitation pour les vendeurs à offrir des écoproduits (voir encadré II.2.2). Ainsi, Caswell et Modjuszka (1996) et Grolleau et Caswell (2002) ont montré que les attributs peuvent changer de catégorie informationnelle en fonction des conditions réelles de la transaction. En effet, un label (sans OGM) relatif à un attribut de croyance, du fait de son caractère obligatoire et s'il est perçu comme véridique par le consommateur, contribue à transformer un attribut *a priori* de croyance en attribut de recherche[128]. L'efficacité de la transaction sur les attributs environnementaux sera donc fonction de la fourniture d'un niveau minimal d'attributs de recherche et d'expérience même en l'absence de corrélation avec les attributs de croyance. Autre exemple, la présence d'un écolabel peut suffire à

[127] Selon Solomon (1999, p. 288), les consommateurs ont "tendance à inférer les dimensions cachées d'un produit à partir des attributs observables. L'aspect visible du produit agit comme un signal de la qualité sous-jacente. De telles inférences expliquent pourquoi quelqu'un cherchant à vendre une voiture prend de grandes précautions pour être sûre que l'aspect extérieur de la voiture soit impeccable: les acheteurs potentiels jugent souvent les qualités mécaniques du véhicule à partir de son apparence, bien que ce moyen puisse les amener à faire démarrer un impeccable tacot."

[128] Souvent la qualité globale du produit et notamment gustative dans le cas des produits alimentaires joue ce rôle d'indicateur de la qualité environnementale.

transformer un attribut de croyance en attribut de recherche. En effet, le consommateur ne cherche pas à vérifier le label, mais recherche plutôt sa présence ou son absence. Ces phénomènes d'inférence de la qualité environnementale peuvent également résulter d'attributs intangibles, telle la réputation générale attachée au produit, à l'entreprise (par le biais de la marque) ou le degré de confiance morale et/ou technique préexistante[129] (Bidault, Jarillo, 1995). La notion de confiance morale se rapporte à une situation d'accord sur les valeurs éthiques de l'autre, tandis que la confiance technique concerne les compétences nécessaires par rapport à la transaction. Par exemple, la confiance morale peut être très forte dans le cas d'un ami proche (absence de crainte d'opportunisme ou de malhonnêteté) et simultanément très faible dans sa composante technique, s'il s'agit en l'occurrence de réaliser une opération à cœur ouvert réclamant des compétences techniques très précises d'un chirurgien. De même, alors que la confiance technique dans les compétences d'un chirurgien pourrait être très bonne, la confiance morale, en ce dernier, pourrait être très faible.

Encadré II.2.2 : L'éco-étiquetage des produits agro-alimentaires: une incitation à l'adoption d'innovations environnementales par les producteurs?

Sous quelles conditions un programme d'éco-étiquetage peut-il constituer une incitation pour les producteurs agricoles à adopter une innovation environnementale, par exemple un système de management environnemental de type ISO 14001? Afin de répondre à cette question, nous utilisons et étendons le modèle simple de Blend et Van Ravenswaay (1997). Considérons un consommateur qui dérive son utilité de la consommation de deux biens : un bien non éco-étiqueté (X) disponible au prix P et un autre éco-étiqueté (X') disponible au prix P' et de la qualité de l'environnement Q. On suppose que $\delta U/\delta X>0$, $\delta U/\delta X'>0$ et $\delta U/\delta Q>0$. X' est supposée moins néfaste pour l'environnement que X. Q étant décroissant avec X et X', on obtient $\delta Q/\delta X \leq \delta Q/\delta X' \leq 0$. De plus, plusieurs études montrent que les consommateurs perçoivent les écoproduits agro-alimentaires, comme possédant de meilleurs attributs classiques (Johanson et al., 1999; Wandel et Bugge, 1997). On suppose donc que $\delta U/\delta X' \geq \delta U/\delta X$.

Le problème du consommateur peut s'écrire :

Max $U(X, X', Q(X, X'))$ sous la contrainte: $P.X + P'.X' = M$

où U est une fonction d'utilité quasi-concave ; M est le revenu du consommateur ; et X, X' et Q sont additivement séparables.

Posons $F(X, X', Q, \lambda) = U(X, X', Q(X, X')) + (M-P.X-P'.X')\lambda$ où λ est le multiplicateur de Lagrange. Les conditions de premier ordre sont les suivantes :

$F_X = \delta U/\delta X + \delta U/\delta Q.\delta Q/\delta X - \lambda.P = 0$
$F_{X'} = \delta U/\delta X' + \delta U/\delta Q.\delta Q/\delta X' - \lambda.P' = 0$
$F_\lambda = M-P.X-P'.X' = 0$

[129] Salmon (2001) s'intéresse à la dynamique de la confiance, c'est à dire à la manière dont celle ci "se construit ou se détruit, croît ou décroît". Cette dynamique nous semble particulièrement fructueuse à étudier de manière comparative entre les deux composantes technique et morale de la confiance.

On obtient donc
$F_{X'} - F_X = \delta U/\delta X' - \delta U/\delta X + \delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X' - \delta Q/\delta X) + \lambda.(P-P') = 0$

Comme, par hypothèse, $\delta U/\delta X'-\delta U/\delta X > 0$ et $\delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X'-\delta Q/\delta X)>0$, alors P'>P. Par conséquent, le consommateur est prêt à verser un prix plus élevé pour un bien éco-étiqueté que pour un bien non éco-étiqueté. Intéressons-nous maintenant à l'écart en prix qu'un consommateur est prêt à supporter, noté α où

$\alpha = P' - P = [(\delta U/\delta X' - \delta U/\delta X) + \delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X' - \delta Q/\delta X)]/\lambda$

avec $\lambda = [\delta U/\delta X + \delta U/\delta Q.\delta Q/\delta X]/P = [\delta U/\delta X' + \delta U/\delta Q.\delta Q/\delta X']/P'$

La prise en compte des impacts environnementaux du produit tout au long du cycle de vie par les producteurs augmente les coûts de production. Supposons donc que Cm(X')>Cm(X) où Cm(X') (resp. Cm(X)) représente le coût marginal de production du bien X (resp. X'). Ainsi, les producteurs choisissent d'adopter une innovation environnementale si la différence entre les coûts marginaux des deux types de produits (ou leurs prix) n'excède pas α, soit la valeur marginale de l'amélioration environnementale procurée au consommateur par la dernière unité ($\delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X' - \delta Q/\delta X)$) plus la valeur marginale de l'utilité dérivée de l'amélioration de la qualité classique du bien, c'est-à-dire ($\delta U/\delta X' - \delta U/\delta X$). En effet, si Cm(X') - Cm(X) > α, le prix proposé par le producteur du bien éco-certifié sera relativement trop élevé pour le consommateur qui consommera exclusivement des biens non éco-certifié. Si Cm(X') - Cm(X) < α, alors le prix proposé par le producteur du bien éco-certifié sera inférieur à P' et il captera ainsi, toute la demande (la demande en bien X devient nulle). Enfin, si Cm(X') - Cm(X) = α, le consommateur achètera les deux biens.

En conséquence, la possibilité de la production d'un bien éco-certifié, qui génère des coûts plus élevés, dépend donc de la valeur de α (dépendante des préférences des consommateurs). Plus α est petit (resp. élevé), plus le différentiel de coût de production doit être faible (resp. élevé), ce qui diminue (resp. augmente) donc la possibilité d'une production d'un bien éco-certifié.
Supposons deux cas extrêmes. On suppose, tout d'abord, que $\delta U/\delta X' - \delta U/\delta X \approx 0$, pour se concentrer uniquement sur l'impact de $\delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X' - \delta Q/\delta X)$ sur α. On peut observer une situation où l'écart de l'impact du niveau de production de X' par rapport à X sur la qualité de l'environnement soit élevé et que cela génère un faible impact sur α si les consommateurs valorisent très peu la qualité de l'environnement (soit $\delta U/\delta Q$ très faible). Ainsi, la production d'un bien éco-certifié peut améliorer substantiellement la qualité de l'environnement sans pourtant qu'une firme puisse mobiliser une technologie pouvant produire ce bien aux conditions du marché. A l'inverse, on peut avoir le cas où la production d'un bien éco-certifié peut avoir très peu d'effets sur la qualité de l'environnement et constater la présence de nombreuses firmes se lançant dans la production de ce bien si les consommateurs valorisent fortement la qualité de l'environnement.
Dans le cas où $\delta U/\delta Q.(\delta Q/\delta X' - \delta Q/\delta X) \approx 0$, la possibilité d'une production d'un bien éco-certifié croit avec la différence de l'impact de la consommation du bien X' sur l'utilité du consommateur par rapport à l'impact de X. Ainsi, la production du produit éco-certifié est possible même si les consommateurs ne valorisent pas la qualité de l'environnement. De plus, une firme voulant se lancer dans la production d'un bien éco-certifié peut influencer la croyance sur les caractéristiques du produit éco-certifié (via par exemple une campagne publicitaire) faisant accroître artificiellement l'utilité du consommateur en cas de consommation de ce bien. Des firmes productrices de biens éco-certifiés caractérisées par des coûts de production élevés peuvent ainsi collectivement se lancer dans ce type de stratégie pour remporter le marché, même si la production de ce bien améliore très peu la qualité de l'environnement ou que celle-ci soit très peu valorisée par les consommateurs.

Certains auteurs (notamment dans la littérature marketing) ont souligné l'existence d'effets de renforcement, c'est-à-dire la possibilité de rendre tangibles pour les consommateurs les effets réalisés ou potentiels de leurs achats (Grünert, 2001). Ces mécanismes tentent de "montrer" *ex ante* ou *ex post* aux consommateurs les effets de leurs achats, au niveau individuel et/ou collectif, en fournissant des données éventuellement validées par un tiers sur la réalisation des objectifs promis. Il s'agit de rendre tangibles des attributs intangibles. Des exemples concrets d'effets de renforcement sont relativement courants sur certaines étiquettes agro-alimentaires. Par exemple, certaines étiquettes associent l'achat d'un certain produit à la plantation d'arbres et clament parallèlement le nombre d'arbres déjà plantés

grâce aux efforts des consommateurs et proposent aux acheteurs potentiels de suivre l'évolution de leur contribution globale sur un site contrôlé par l'Office National des Forêts. Ces techniques de marketing correspondent à notre sens à des tentatives plus ou moins réussies de transformation ou d'évolution d'attributs de croyance vers des attributs de recherche ou d'expérience[130]. Ces transformations s'adressent aux consommateurs, d'où une validité souvent remise en question du point de vue des experts.

L'intervention de tiers crédibles peut être assimilée à une délégation des consommateurs de leur pouvoir de définition et d'évaluation de la qualité, à des tiers exogènes à la relation marchande. L'efficacité du marché des biens de croyance peut être partiellement restaurée par l'intervention d'un tiers crédible. Selon Caswell et Modjuszka (1996, p.1251), "les mécanismes de signalement de la qualité peuvent encore être utilisés, mais requièrent un agent certificateur réputé dans lesquels les consommateurs peuvent avoir confiance". D'un point de vue strictement économique, cette intervention n'est efficiente que dans la mesure où son rapport coût-efficacité est supérieur à la situation du laisser-faire et à celui des autres alternatives.

Certains agents exogènes à la transaction peuvent produire des informations relatives à la qualité des produits échangés et donc à la véracité des allégations des vendeurs. Les cas les plus connus sont ceux des tests effectués par les magazines consuméristes à des fins d'information des consommateurs ou l'exemple du "*Good Housekeeping Seal*", qui garantit les performances de certains produits, contre rétribution financière en cas de déception (Caswell et Modjuszka, 1996).

La séparation[131] entre l'entité chargée de la définition de la qualité et celle chargée de la vérification et du contrôle diminue les risques de capture par des intérêts tiers et accroît généralement la crédibilité du système.

c. Coûts de signalement

Le signalement correspond à l'élément informationnel véhiculé par le produit à l'intention du consommateur sous des formes diverses. Cette phase de signalement semble particulièrement cruciale

[130] Nous verrons que cela contribue également à atténuer le problème de la sous-fourniture de biens à caractère public avec seuil (voir chapitre 4 de la partie II).

[131] Cette séparation du diagnostic ou définition et de la vérification a été évoquée au chapitre précédent dans la discussion des travaux de Darby et Karni (1973).

dans les contextes d'achat caractérisés par une surabondance informationnelle par rapport aux capacités des individus. Les firmes ne sont pas simplement exposées à une situation *de fournisseur d'informations* fussent-elles correctes, mais aussi à une situation de *capteur d'attention*. Dans le cas du foisonnement d'allégations – entre autres environnementales – aux modalités de définition et de vérification diverses, les consommateurs disposent d'un temps réduit, de capacités d'expertise et de traitement limitées. Valceschini et al. (1999) exposent ainsi le problème des consommateurs :

> "Le problème n'est donc pas tant de lui délivrer de l'information que de lui fournir des repères et des résumés de connaissances crédibles le mettant à même de différencier les produits et d'accroître ses possibilités de choix"
>
> Valceschini et al. (1999, p. 76)

L'analyse empirique développée par Wynne (1994) sur les cartes de rapport environnemental semble conforter cette vision. 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'écolabellisation.

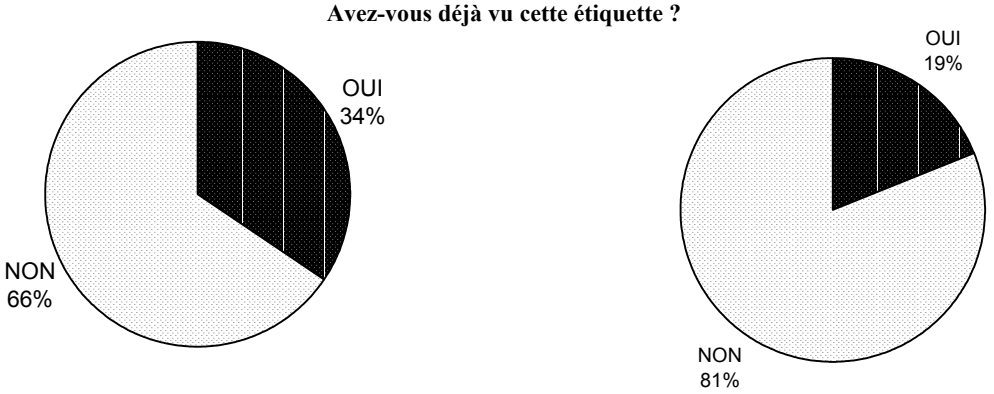
> "Les consommateurs ont besoin d'informations condensées sur la supériorité environnementale du produit certifié. Les éco-étiquettes peuvent significativement réduire les coûts d'information générés par la collecte, le traitement et l'évaluation des informations environnementales nécessaires pour leurs décisions d'achat. Un signe unique semble par conséquent mieux apte à satisfaire certains des pré-requis pour le succès d'un programme d'éco-étiquetage […] et de plus, évite une situation de surabondance informationnelle."
>
> Karl et Orwart (1999, pp.120-121)

Selon Menell (1996), le consommateur a tendance à mettre en œuvre des procédures de simplification dans ses décisions d'achat lorsqu'une information complexe lui est fournie et à s'appuyer excessivement sur l'information disponible ainsi que sur ses perceptions initiales. Ainsi, les consommateurs semblent parfois réduire les repères et résumés de connaissance au statut perçu de la source d'informations, plutôt qu'à la prise en compte d'une information factuelle, complète et correcte, et ce, particulièrement dans le cas des caractéristiques de croyance liées à l'éthique (Zadek et al., 1998). Cette crédibilité semble généralement d'autant plus forte que l'indépendance avec le producteur est marquée, que le tiers concerné dispose d'une capacité d'*expertise* et de sanction reconnue (dénonciation, *boycott*, procès, etc.) (Grodsky, 1993). Le signal agit comme un résumé, permettant une économie de savoir et d'attention, évitant aux consommateurs de "se poser des questions" complexes,

au profit de la recherche du signal perçu comme une garantie[132]. En résumé, le consommateur ne cherche pas à vérifier les modalités sous-jacentes à l'attribution du signal, mais recherche plutôt la présence ou l'absence du signal. Le taux de reconnaissance du signal sera bien sûr fonction de sa crédibilité et de sa réputation. L'étude empirique de la partie III nous a permis de réunir 128 consommateurs auxquels nous avons administré un questionnaire. La figure II.2.3 montre que peu d'individus ont déjà vu l'écolabel NF-Environnement et l'Ecolabel Européen. De plus, l'analyse qualitative des significations que les consommateurs attribuent à ces deux écolabels révèle une confusion dans ce que recouvrent réellement ces écolabels.

Figure II.2.3 : Taux de reconnaissance des écolabels officiels applicables en France

Question posée à 128 consommateurs tirés au sort dans l'annuaire téléphonique de Dijon :
Avez-vous déjà vu cette étiquette ?



NF-Environnement **Ecolabel Européen**

Bien que le processus décisionnel du consommateur puisse dans une certaine mesure éclipser l'importance et la rigueur des phases de définition de vérification, au profit de "raccourcis", il convient de noter que ces "raccourcis" constituent des indicateurs de la crédibilité de ces différentes phases et que le contexte institutionnel et concurrentiel peut encourager les producteurs à crédibiliser l'ensemble des phases précédentes. Par exemple, Leubuscher et al. (1998) notent que l'apposition du logo du WWF sur des produits divers possède une forte propension à crédibiliser les allégations environnementales parce que "reposant sur des décennies de confiance". En raison de leurs capacités d'expertise et de traitement limitées, il semble réaliste que les décisions des consommateurs se réfèrent essentiellement à la phase de signalement. En parallèle, d'autres groupes d'intérêts, tels que les concurrents, les associations environnementales et consuméristes, les pouvoirs publics, etc. peuvent

[132] Cet aspect se rapproche des travaux de Favereau (1989, p.294) sur "la règle qui n'apparaît plus (seulement) comme un résumé, mais comme un "dispositif cognitif": la règle permet une économie de savoir. L'efficacité dans l'action peut s'accompagner de la non-exhaustivité dans le savoir - et peut même l'exiger si les ressources mentales et les capacités cognitives sont limitées: les règles délimitent des zones d'ignorance fructueuse."

contribuer à établir les "règles du jeu" en établissant les procédures de définition et de vérification. Les raccourcis utilisés par les consommateurs semblent se référer très nettement à la composante morale (absence d'opportunisme d'une association environnementale) de la confiance, tandis que l'action des autres groupes intéressés se rapporte essentiellement à la composante technique (capacités techniques de l'entité considérée à fournir les caractéristiques environnementales promises). L'analyse de cette voie pourrait contribuer à expliquer les échecs de certaines stratégies visant à créer de la confiance chez les consommateurs par une référence essentiellement centrée sur des aspects techniques, délimités par des experts, alors que les consommateurs se réfèrent à des repères basés sur des aspects relatifs à la confiance morale.

Nous pouvons résumer ce survol rapide de quelques mécanismes susceptibles d'augmenter l'efficacité de la transaction sur des attributs environnementaux dans le tableau II.2.8.

Phase	**Caractérisation**	**Exemples de mécanismes susceptibles d'augmenter l'efficacité du contrat**	
Définition ou rédaction du contrat	Capacités cognitives et techniques limitées	Endogènes	Dévoilement compétitif
		Exogènes	Droits de propriété pour l'utilisation des allégations Politiques d'éducation du consommateur Imitation
Application et mécanismes pour rendre le contrat exécutoire	Sélection adverse Risque moral (non traité)	Endogènes	Inférences Effets de renforcement
		Exogènes	Normes minimales Certification Intervention de tiers tels que la société civile
Signalement	Capacités attentionnelles limitées	Endogène	Logo, résumé d'information

Tableau II.2.8 : Défaillances et mécanismes atténuateurs

CONCLUSION

Chacune des phases, que nous avons identifiées (définition, vérification, signalement) contribue à la crédibilité de l'allégation et de nombreuses combinaisons sont possibles. Les programmes d'éco-étiquetage correspondent rarement à des cas polaires, mais plutôt à des stratégies mixtes. Nous proposons à titre d'exemples d'envisager les différentes combinaisons à partir de l'indépendance ou non des agents chargés de la réalisation des trois phases et de les illustrer par des exemples concrets (tableau II.2.9).

	Agent chargé de la réalisation de la phase considérée		
	Producteur(s)	Agent(s) indépendant(s) du (des) producteur(s)	Ensemble des parties intéressées
Phase de définition	Pd	Id	PId
Phase de vérification	Pv	Iv	PIv
Phase de signalement	Ps	Is	PIs
Exemples	Auto-déclaration environnementale	Label Eco-OK	Ecolabel européen

Tableau II.2.9 : Combinaisons des trois phases par rapport à l'indépendance vis à vis du producteur

Cette matrice d'analyse des allégations environnementales peut être déclinée pour différents paramètres, tels que l'origine publique versus l'origine privée, des modalités obligatoires versus des modalités volontaires, etc.

A titre illustratif et exploratoire, nous proposons une première grille de lecture de quelques programmes d'éco-étiquetage sur les produits forestiers en Amérique du Nord et en Europe, en retenant certaines des dimensions mentionnées ci-dessus (tableau II.2.10). Les données utilisées sont qualitatives et issues des informations fournies par le site spécialisé[133] de l'association consumériste à but

[133] http://www.eco-labels.org

non lucratif "Consumers Union", éditeur du célèbre magazine "Consumer Reports", complétées par des recherches personnelles.

Désignation de l'écolabel	L'écolabel a-t-il une signification pertinente?	L'écolabel est-il vérifié ?	L'écolabel est-il cohérent d'un produit à l'autre?	Transparence pour le grand public et les parties concernées	L'organisation responsable de l'écolabel est-elle dénuée de conflits d'intérêts?	L'écolabel a t-il été développé avec une large participation des parties prenantes?
"Earth Smart"	Non	Non	Non	Non	Non	Non
FSC	Moyennement	Oui	Oui	Oui	Non	Oui
PEFC	Faiblement	Oui	-	Non	Non	Non
SFI	Moyennement	Facultatif	Non	Oui	Non	Non
Recyclable	Moyennement	Non	Non	Oui	Non	Oui
Recyclé	Moyennement	Non	Non	Oui	Non	Oui
Biologique	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui

Tableau II.2.10 : Etude de quelques écolabels sur des critères de crédibilité

L'étude présentée ici pourrait être étendue (1) en affinant les critères de crédibilité retenus, puis en proposant un système de notation et (2) en considérant un large éventail d'écolabels disponibles sur le marché d'un produit sur une aire géographique définie. Ce type d'étude permettrait de proposer une première classification des éco-étiquettes disponibles sur un marché donné et de souligner les pistes d'action les plus urgentes pour les différentes formes de régulation, c'est-àdire l'auto-régulation, la régulation par les pouvoirs publics et la régulation sociale, ainsi que les combinaisons de ces différentes régulations.

Le choix entre différentes combinaisons d'instruments à mettre en œuvre est bien sûr fonction, dans une perspective coasienne, des différents coûts de transaction associés. Il s'agit moins de choisir un instrument plutôt qu'un autre que de choisir une combinaison d'instrument maximisant l'efficacité de la transaction sur les attributs environnementaux sans dissiper le consentement à payer des consommateurs pour ces attributs. Nous présentons au chapitre 4 les stratégies mises en œuvre sur les écolabels agro-alimentaires, que nous combinons avec les problèmes relatifs au caractère public des attributs environnementaux. Le chapitre suivant présente une analyse expérimentale du comportement des marchés en présence de coûts variables de mesure sur la qualité des biens.

Chapitre 3

Coûts d'information sur la qualité et efficacité de marché : une analyse expérimentale

> "The fundamental objective behind a laboratory experiment in economics is to create a manageable 'microeconomic environment in the laboratory where adequate control can be maintained and accurate measurement of relevant variables guaranteed."
>
> Smith (1982, p.930)

L'existence d'une préférence ou d'un consentement à payer pour des écoproduits peut amener les agents opportunistes à proposer des produits conventionnels étiquetés comme respectueux de l'environnement, afin de verdir leur image à coût quasi-nul. D'un autre côté, le caractère complexe, difficilement vérifiable et public des attributs environnementaux peut provoquer une dissipation des ressources, notamment du consentement à payer des consommateurs dans des coûts excessifs d'acquisition de l'information sur la qualité. L'analyse du chapitre précédent a mis en évidence l'existence de ces coûts de mesure induisant une incertitude sur la qualité. En l'absence d'institutions permettant de réduire cette incertitude, le marché est dans l'incapacité de fournir des biens de qualité supérieure et est exposé à la sélection adverse et à l'aléa moral. Pour pallier ce phénomène, des politiques ont été mises en œuvre. Par exemple, aux Etats-Unis, la FTC (Federal Trade Commission) a édicté un guide pour l'utilisation d'étiquettes environnementales[134]. Au niveau international, la série des normes ISO 14 020 encadre les étiquettes environnementales afin d'empêcher l'opportunisme des vendeurs et de réduire la confusion des consommateurs. Ces politiques cherchent à augmenter l'efficacité de marché, que nous définissons ici comme la capacité du marché à fournir des attributs environnementaux de qualité supérieure. Nous étudions l'efficacité des marchés avec coûts d'acquisition de l'information sur la qualité pour le consommateur en utilisant l'économie expérimentale. Il s'agit d'examiner le comportement du marché lorsque la mesure des attributs environnementaux est réalisée par l'acheteur. Nous insistons sur le fait que notre analyse est une première étape plutôt qu'un travail achevé. Notre objectif est modeste, puisqu'il s'agit de mettre en

[134] Federal Trade Commission, 1998, Guides for the Use of Environmental Marketing Claims.

évidence les inefficacités du marché, sans fournir d'éclairage, par l'économie expérimentale[135], sur les différentes institutions susceptibles d'y pallier.

La littérature expérimentale sur les asymétries d'information sur la qualité des biens a surtout porté sur les biens d'expérience. Notre analyse en diffère en ce que nous traitons des biens de croyance (définis comme dans le chapitre précédent en termes de coûts d'information). Nous induisons les préférences des acheteurs[136] dans des marchés expérimentaux avec offres affichées. Nous étudions la capacité du marché à fournir des unités de qualité supérieure ainsi que le comportement d'achat d'information dans différents traitements où le coût d'acquisition de l'information varie.

Notre chapitre est organisé en 3 sections. Dans la section A, nous examinons la littérature expérimentale existante sur les asymétries d'information sur la qualité des biens. La section B présente le cadre expérimental de l'étude. La section C expose les résultats et les implications de l'étude.

A. REVUE DE LITTERATURE EXPERIMENTALE SUR LES ASYMETRIES D'INFORMATION

Nous revoyons six articles d'économie expérimentale (tableau II.3.1)[137].

[135] Le chapitre 4 de la partie II propose une analyse empirique des stratégies mises en œuvre par les firmes au niveau des écolabels sur les produits agro-alimentaires.

[136] Les valeurs des acheteurs ainsi que les coûts de production des vendeurs sont fixés par l'expérimentateur (voir section B).

[137] Nous ne considérons ici que les expériences relatives à la sélection adverse. Comme analysé dans le chapitre précédent, l'aléa moral est susceptible de se manifester essentiellement dans le cadre des achats répétés. Dans le cadre de notre étude, en première étape, nous ne considérons pas la possibilité pour les vendeurs d'être identifiés par les acheteurs d'une période sur l'autre. Nous excluons donc de notre analyse les expériences sur l'aléa moral. Pour cela, voir Keser et Willinger (2002 ; 2000), DeJong et al. (1985).

Auteurs	Question(s)	Institution de marché
Plott et Wilde (1982)	Efficacité du marché pour des services d'experts en concurrence les uns avec les autres	Double enchère affichée
Miller et Plott (1985)	Conditions d'apparition d'équilibres séparateurs et mélangeants	Double enchère affichée
Lynch et al. (1991 ; 1986)[138]	Capacité de 2 types d'institutions (garanties, réputation) à réduire la sélection adverse	Double enchère affichée
Luini et Mangani (2000)	Sélection adverse lorsque les consommateurs ont des revenus hétérogènes	Offres affichées
Cason et Gangadharan (2002)	Capacité de 3 types d'institutions (réputation, auto-déclaration, certification) à réduire la sélection adverse	Offres affichées

Tableau II.3.1 : Diverses expériences d'analyse de l'asymétrie d'information sur la qualité des biens

Parmi les articles nous intéressant directement, diverses questions sont abordées. Plott et Wilde (1982) étudient l'efficacité des marchés où l'information sur les besoins des consommateurs est détenue par les vendeurs, en concurrence. Dans leur protocole, les acheteurs peuvent, *sans coûts*, hypothèse forte, consulter différents vendeurs pour obtenir un diagnostic de leurs besoins avant d'acheter un service. La concurrence entre les vendeurs diminue l'incitation des vendeurs à frauder et augmente l'efficacité du marché. Miller et Plott (1985) s'intéressent à la capacité du signalement à pallier la sélection adverse, en menant à un équilibre séparateur. Le type du vendeur (type faible ou élevée) est déterminé de manière exogène. Les vendeurs ont la possibilité d'ajouter des unités de qualité q coûteuses à leurs biens, q coûtant plus cher aux vendeurs de type faible qu'aux vendeurs de type élevé ; q joue le rôle de signal de qualité. Leurs principaux résultats sont que l'existence d'un équilibre séparateur dépend de la différence des coûts de q entre vendeurs de type faible et vendeurs de type élevé (prédiction de la théorie du signal). Lynch et al. (1991 ; 1986) mettent en évidence la sélection adverse dans les marchés avec asymétrie d'information. La révélation publique de la qualité des biens après l'achat est plus efficace que la révélation privée. Les stratégies de réputation sont difficiles à établir car les acheteurs sont influencés par la réputation totale du marché. Les garanties rendues exécutoires réduisent la sélection adverse, ce qui n'est pas le cas des garanties auto-déclarées. Un résultat intéressant pour notre discussion est que les auteurs n'ont trouvé aucune différence significative sur l'efficacité de marché entre le traitement où la qualité des biens était révélée après chaque achat (bien d'expérience) et celui où la qualité n'était révélée qu'après plusieurs périodes (se rapproche des biens de croyance selon notre définition). Enfin, Cason et Gangadharan (2002) analysent la réputation,

[138] Cet article est similaire à celui de 1991 par les mêmes auteurs.

l'auto-déclaration et la certification comme moyens d'augmenter l'efficacité de marchés avec sélection adverse. La réputation et l'auto-déclaration augmentent moyennement l'efficacité du marché. La certification est le seul traitement où la plupart des unités échangées sont de qualité supérieure.

Et de fait, la plupart de ces articles traitent de biens d'expérience (tableau II.3.2). Deux articles analysent le marché des biens de croyance : Plott et Wilde (1982) traitent du problème de diagnostic ou définition et Lynch et al. (1991) du problème de vérification.

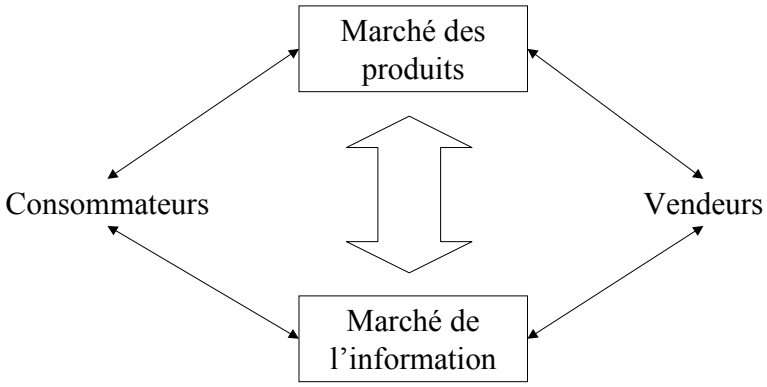
Année	Auteurs	Biens d'expérience	Biens de croyance		
			Définition	Vérification	Signalement
1982	Plott et Wilde		X		
1985	Miller et Plott	X			
1985	DeJong et al.	X			
1991	Lynch et al.	X		(X)	
2000	Luini et Mangani	X			
2002	Cason et Gangadharan[139]	X			

Tableau II.3.2 : Types de biens étudiés dans diverses expériences sur l'asymétrie d'information sur la qualité des biens

Pour résumer, les biens de croyance ont été étudiés en économie expérimentale principalement de deux façons : (i) l'étude de la capacité d'expertise des vendeurs chez Plott et Wilde (1982), et (ii) l'introduction d'un délai plus ou moins long dans la révélation de la qualité chez Lynch et al. (1991). Nous nous appuyons sur la définition des biens de croyance en termes de coûts d'acquisition de l'information sur la qualité des biens. Nous considérons un marché avec incertitude sur la qualité où l'acheteur a la possibilité d'acheter de l'information plus ou moins coûteuse sur la qualité des produits. Ces coûts correspondent aux coûts de mesure identifiés dans le chapitre 1 de cette partie. Il existe alors deux marchés liés : un marché pour le produit et un marché pour l'information. Gu et al. (2001) représentent la décision du consommateur sous la forme d'un processus séquentiel. Les consommateurs recherchent d'abord de l'information sur le marché pour l'information. Puis, ils expriment leur demande de produit sur le marché des produits. Les vendeurs sont susceptibles de produire de l'information en même temps que des biens, et les consommateurs peuvent acheter des produits et/ou de l'information (figure II.3.1).

[139] Il est à noter que bien que ces auteurs traitent de la qualité environnementale, ils la modélisent comme un bien d'expérience et non de croyance. Il semblait difficile aux auteurs de ne pas permettre aux acheteurs, dans l'expérience, d'avoir un retour sur leurs gains (communication personnelle avec T. Cason).

Figure II.3.1 : Les marchés liés de l'information et des produits (Gu et al., 2001)



L'analyse des deux chapitres précédents a défini les coûts de mesure comme recouvrant des coûts de définition, de vérification et de signalement. En s'appuyant sur cette analyse, on peut tirer une hypothèse pour chacun des marchés, de produits et de l'information.

H1 : Plus le coût d'information est élevé, plus le nombre d'unités de qualité supérieure échangées sera faible, et donc, plus l'efficacité[140] *du marché sera faible.*

H2 : Plus le coût de l'information sera élevé, moins les acheteurs achèteront d'information.

Nous présentons dans les sections suivantes le cadre expérimental choisi nous permettant de mesurer l'efficacité du marché et la demande d'information.

B. CADRE EXPERIMENTAL, TRAITEMENTS ET MODELES

Nous exposons dans cette section notre protocole expérimental, les différents traitements, variant par le coût de l'information, ainsi que les différents modèles susceptibles de prédire le comportement des marchés dans chacun des traitements.

[140] Nous utilisons ici une définition absolue de l'efficacité du marché, c'est-à-dire la capacité du marché à fournir des unités de qualité supérieure. Dans l'expérience, elle aura une définition relative : le rapport entre la somme des gains de l'ensemble des participants et la somme des gains des participants si seules des unités de qualité supérieure avaient été échangées (Holt, 1995, p.358).

a. Création d'un marché expérimental

Smith (1982), dans un article méthodologique, décrit les différents éléments constitutifs d'une expérience en économie (voir Noussair et Ruffieux (2002) pour une présentation en français). Un marché expérimental se compose d'un Environnement et d'une Institution[141]. (i) L'Environnement décrit les agents dans l'expérience : leurs caractéristiques telles que la fonction d'utilité, la technologie de production, les dotations initiales, et les caractéristiques des biens échangés. L'Environnement contient un ensemble de variables initiales qui ne peuvent être altérées par les agents. Celles-ci constituent les variables de contrôle de l'expérience. L'Environnement est constitué de l'information *privée* des agents.

> "the initiating circumstances in an economic environment are *in their nature private*. Tastes, knowledge, and skill endowments are quintessentially private : *I* like, *I* know, *I* work, and *I* make."
>
> Smith (1982, p.924, c'est l'auteur qui souligne)

(ii) L'Institution, quant à elle, définit les "règles du jeu" : les règles de communication, d'échange et de transformation des biens et d'allocation des droits des propriété. Elles sont par nature publiques au sens d'une connaissance commune.

> "It is the institution that defines the rules of private property under which agents may communicate and exchange or transform commodities for the purpose of modifying initial endowments in accordance with private tastes and knowledge. […] The institution defines the rights of private property which include the right to speak or not to speak […], the right to demand payment or delivery, and the right to exclude others from use, that is, to 'own'. "
>
> Smith (1982, pp.924-925)

[141] Nous mettons une majuscule à ces deux termes pour les distinguer des termes environnement et institution utilisés jusqu'à présent dans la thèse.

La combinaison d'un Environnement et d'une Institution permet de créer un marché expérimental. Dans l'expérience que nous mettons en œuvre ici, nous fixons l'Environnement et testons différentes Institutions[142].

b. Cadre expérimental

Le cadre expérimental[143] utilisé ici est similaire à celui de Cason et Gangadharan (2002) et Lynch et al. (1991). Les participants de l'expérience sont des étudiants en sciences (77) de l'Université de Bourgogne (Dijon) et de l'Etablissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique de Dijon, sélectionnés par e-mail ou par annonce en amphithéâtre. Chaque session compte 11 participants : 5 vendeurs et 6 acheteurs. Le rôle de chaque participant est déterminé de manière aléatoire. Les expériences ont eu lieu à l'ENESAD dans une salle informatique où les participants étaient isolés les uns des autres par des cloisons. Le logiciel REGATE a permis la programmation et le déroulement de l'expérience[144]. L'utilisation de cloisons ainsi que d'un logiciel permet de contrôler l'environnement de l'expérience notamment la possibilité d'une communication qu'elle soit verbale ou non. Les instructions sont lues à l'ensemble des participants en début d'expérience (voir annexe 2 pour un exemple d'instructions). Les participants découvraient ensuite leur rôle et recevaient leur feuille d'information privée incluant les valeurs de reprise pour les acheteurs et les coûts de production pour les vendeurs. Nous avons réalisé plusieurs séances pilotes pour affiner le protocole, les instructions et le fonctionnement du programme informatique. Les exemples utilisés dans les instructions présentaient des valeurs délibérément élevées afin d'éviter qu'ils influencent le comportement dans l'expérience.

---

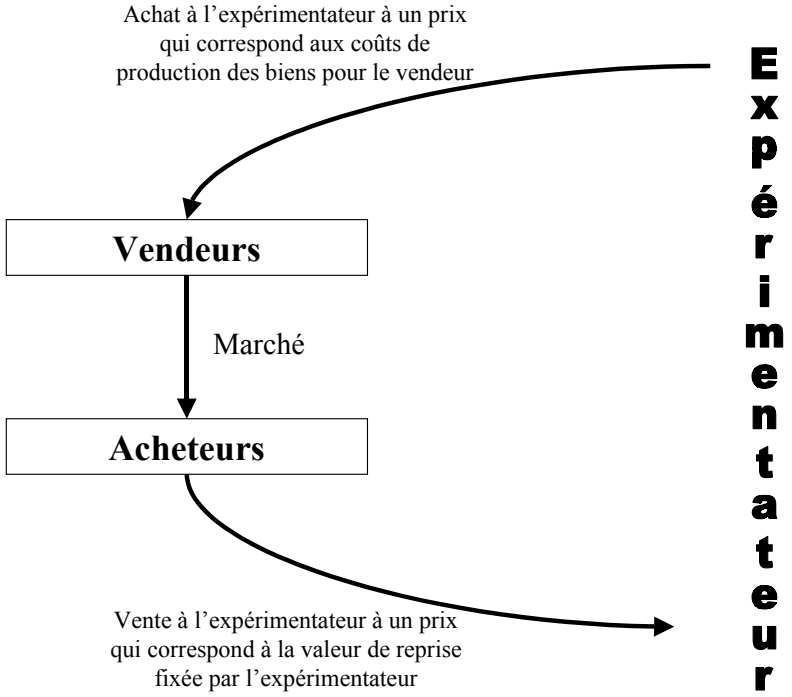
[142] On distingue généralement deux types d'expériences selon l'objectif poursuivi (Shogren, 2001). Dans les expériences d'évaluation, on fixe l'Institution et on observe les préférences des agents (Environnement). Dans les expériences institutionnelles, on garde l'Environnement fixe et on compare différentes institutions. Dans l'expérience d'évaluation d'écoproduits, réalisée dans la partie III, l'Institution est fixe et nous observons l'Environnement, c'est-à-dire les préférences des agents.

[143] Le protocole a été écrit en collaboration avec Tim Cason dans le cadre d'un séjour à Purdue University (Etats-Unis) en novembre 2002.

[144] REGATE est un logiciel développé par Romain Zeiliger (GATE, CNRS, Ecully) et permettant de programmer des expériences.

ON CONSIDERE UN MARCHE AVEC VENDEURS ET ACHETEURS AVEC PREFERENCES INDUITES (FIGURE II.3.2). LES VENDEURS FONT DES PROFITS EN ACHETANT DES UNITES A L'EXPERIMENTATEUR (CE QUI CORRESPOND A LEURS COUTS DE PRODUCTION) ET EN LES VENDANT AUX ACHETEURS. LES ACHETEURS GAGNENT DE L'ARGENT EN LES REVENDANT A L'EXPERIMENTATEUR A UN PRIX FIXE (VALEUR DE REPRISE) LES PRODUITS QU'ILS ACHETENT AUX VENDEURS.

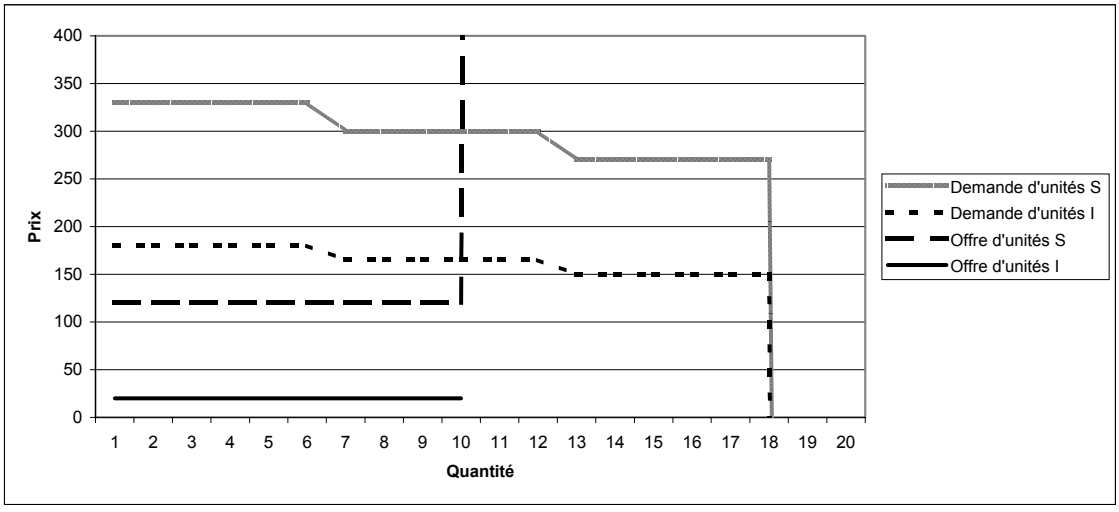
Figure II.3.2 : Induction des préférences des acheteurs



Nous avons réalisé 7 sessions, chacune durant 3 à 4 heures. Toutes les sessions, exceptée la première[145], comportaient 32 périodes d'échange. Les participants ont réalisé leurs échanges en points qui étaient convertis en euros au cours et à la fin de l'expérience, selon un taux de conversion défini préalablement. Ce taux de conversion était 1 point = 0,004 € pour les vendeurs et 1 point = 0,013 € pour les acheteurs. Les gains moyens par participant étaient de 30€. Ceux-ci étaient rémunérés en espèces à la fin de l'expérience.

A chaque période de marché, les vendeurs peuvent vendre au maximum deux unités de type I (Inférieur) ou deux unités de type S (Supérieur). Le fait que les unités S soient plus coûteuses à produire que les unités I est information publique mais seuls les vendeurs connaissent les valeurs des coûts de production. Chaque unité S coûte 120 points aux vendeurs et chaque unité I, 20 points. Les valeurs de reprise des acheteurs pour des unités S sont supérieures aux valeurs de reprise pour des unités I. C'est une information publique, mais seuls les acheteurs en connaissent les valeurs exactes. La valeur marginale des unité S est toujours supérieure à la valeur marginale des unités I. La valeur de la première unité S est de 330 points, celle de la seconde unité est de 300 points et celle de la troisième unité est de 270 points. Pour les unités I, les valeurs sont respectivement 180, 165 et 150. Par conséquent, les acheteurs préfèrent acheter des unités S *à moins que le prix soit supérieur de 120 à 150 points au prix des unités I.* Tous les acheteurs et les vendeurs ont des valeurs de reprise et des coûts de production identiques. La structure de l'offre et de la demande est indiquée sur la figure II.3.3.

Figure II.3.3 : Offre et demande pour les unités S et I



[145] Cette session comportait 24 périodes. Nous avons alors réalisé la nécessité d'ajouter des périodes d'échange pour que le marché converge vers un prix d'équilibre.

A l'équilibre du marché parfaitement efficace, où seules des unités S sont échangées, le prix d'équilibre est de 300 avec 10 unités échangées. Cet équilibre correspond à un surplus total, pour l'ensemble des participants, de 1980 points. A l'équilibre de marché inefficace, où seules des unités I sont échangées, le prix d'équilibre est de 165 avec 10 unités échangées. Cet équilibre correspond à un surplus total de 1540 points.

A la manière de Cason et Gangadharan (2002), nous définissons l'efficacité de marché comme le rapport entre la somme des surplus de chacun des participants dans la session étudiée et la somme des surplus de chacun des participants lorsque seules des unités I sont échangées (1980 points). L'efficacité du marché à l'équilibre inefficient (seuls des unités I sont échangées) est alors de 1540/1980=0,778. En plus des profits dus aux unités achetées, les acheteurs reçoivent un bonus de 50 points à chaque période et un gain de début d'expérience de 200 points, les acheteurs étant susceptibles, dans les premières périodes de l'expérience, d'essuyer des pertes. Le bonus et le gain initial permettent d'absorber les pertes et de maintenir l'incitation financière tout au long de l'expérience.

c. Traitements

Le tableau II.3.3 résume les 3 traitements.

Traitement	Nombre de sessions	Caractéristiques	Coût de l'information
Référence	2	Asymétrie d'information entre acheteurs et vendeurs	Infini
Faible Coût	3	Possibilité pour les acheteurs d'obtenir de l'information à un faible coût	15 points
Coût Elevé	2	Possibilité pour les acheteurs d'obtenir de l'information à un coût élevé	100 points

Tableau II.3.3 : Traitements

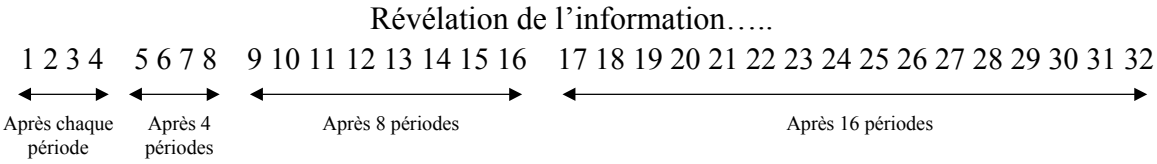
Rappelons que l'objectif est de mesurer l'efficacité du marché et les comportements de recherche d'information lorsque les coûts d'information sont croissants et susceptibles d'absorber les consentements à payer, c'est-à-dire le surplus que les consommateurs peuvent retirer du bien. Dans le traitement *Référence*, nous mesurons l'efficacité du marché en présence d'asymétrie d'information. Ce traitement correspond à l'impossibilité pour les acheteurs de vérifier la qualité des unités, le coût d'acquisition de l'information est pour ainsi dire "infini". Dans le traitement *Faible Coût*, nous mesurons l'effet de la possibilité pour les acheteurs d'obtenir l'information à un faible coût de 15 points, c'est à dire 15% du surplus le plus élevé du fait d'acheter une unité S plutôt qu'une unité I (330-180=150). Enfin, dans le traitement *Coût Elevé*, nous observons l'efficacité du marché en

présence de coûts d'information élevés 100 points, c'est-à-dire 75% du surplus le plus élevé du fait d'acheter une unité S plutôt qu'une unité I.

Nous avons conduit deux sessions pour les traitements *Référence* et *Coût Elevé* et trois sessions pour le traitement *Faible Coût*. Les vendeurs indiquent au début de chaque période le nombre d'unités qu'ils souhaitent proposer, le prix unitaire ainsi que le type des unités choisi. Le tableau de l'ensemble des offres (prix et nombre d'unité) est transmis aux acheteurs dans un ordre aléatoire pour cacher l'identité des vendeurs et contrôler les phénomènes de réputation. Les acheteurs sont alors choisis de manière aléatoire pour faire leurs achats (Holt, 1995, pp.361-365).

La session est divisée en 4 parties (figure II.3.4). L'information sur le type des unités est révélée après chaque période en partie 1, après 4 périodes en partie 2, après 8 périodes en partie 3 et après 16 périodes en partie 4. Quand tous les acheteurs ont eu l'occasion d'acheter ou que toutes les unités ont été vendues, les types des unités sont révélées après 1, 4, 8 ou 16 périodes selon la partie. Cette manière de procéder permettait aux acheteurs de se familiariser avec l'expérience (apprentissage des règles du jeu, des modes de calcul des gains, etc.). Il semblait en effet difficile de mettre en œuvre le protocole directement, car alors les acheteurs n'auraient eu aucun retour sur leurs décisions.

Figure II.3.4 : Les quatre parties de la session



d. Modèles testés

Deux modèles sont susceptibles de s'appliquer : un modèle d'information parfaite et un modèle de sélection adverse.

Modèle d'information parfaite

Dans ce modèle, les unités sont échangées au prix d'équilibre du marché. Les unités S sont échangées au prix de 300 et les unités I au prix de 165 (voir figure II.3.3). Comme, pour chacune des parties, les unités S génèrent un flux de profit supérieur à celui généré par les unités I, l'équilibre prédit est que seules des unités S seront échangées à leur prix d'équilibre 300.

Les sessions du traitement *Faible Coût* seront susceptibles de se rapprocher de ce modèle d'information parfaite. En effet, à partir du modèle de Grossman et Stiglitz (1980), Bester et Ritzberger (2001) développent un modèle de marché avec coûts d'information (jeu dynamique à information incomplète). Les vendeurs sont de 2 types (offreurs de qualité inférieure et offreurs de qualité élevée). Les acheteurs savent que les vendeurs fournissent la qualité q_H avec la probabilité $\lambda \in [0,1]$ et la qualité q_L avec la probabilité $1-\lambda$. Après avoir observé le prix du bien, chaque acheteur peut tester la qualité du bien en payant un coût fixe $k>0$, révélant parfaitement la qualité. Les auteurs montrent que l'équilibre de ce type de jeu dépend des croyances des individus. Sous certaines conditions, plus le coût d'information est faible, plus les prix révèlent l'information et donc moins les acheteurs auront tendance à investir dans l'information.

> "As the information cost becomes negligible, the equilibrium approaches the full information outcome and prices become perfectly informative"
> Bester et Ritzberger (2001, p.1360)

Modèle de sélection adverse

Selon ce modèle développé par Akerlof (1970), les biens de haute qualité sont éliminés du marché car les acheteurs, incapables de vérifier la qualité des biens, vont accepter de payer un prix correspondant au prix de la qualité moyenne sur le marché. Les vendeurs de haute qualité ne seront donc pas incités à mettre des biens de haute qualité sur la marché. Seuls des biens de qualité basse seront échangés. Seules des unités I seront échangées au prix d'équilibre de 165. Les marchés dans les sessions des traitements *Référence* et *Coût Elevé* sont susceptibles de se rapprocher de cet équilibre.

Modèle de Grossman et Stiglitz pour la demande d'information.

Grossman et Stiglitz (1980) analysent le comportement des agents dans des marchés financiers où les agents, tous identiques, subissent un coût d'acquisition de l'information sur le rendement d'un actif financier. Dans un tel marché en information parfaite, les prix révèleraient l'information sur le rendement de l'actif. Cependant, dans la réalité, les prix ne révèlent qu'imparfaitement l'information sur la qualité à cause de la présence de bruit. Selon le paradoxe de Grossman-Stiglitz, *quand le coût d'information est faible*, les prix révèlent l'information sur la qualité à cause du faible coût d'acquisition de l'information sur le rendement de l'actif. Ainsi, les individus ne sont pas incités à acheter de l'information sur le rendement de l'actif, puisqu'ils peuvent s'appuyer sur les prix. Mais alors, si personne ne s'informe, chaque agent a intérêt à s'informer. D'un autre côté, *si le coût de l'information est élevé*, les prix ne révèlent pas l'information et les acheteurs gagneraient à être informés mais à cause du coût de l'information, ils n'ont pas intérêt à s'informer.

Selon Grossman et Stiglitz (1980), plus le coût d'information est élevé, plus le ratio entre acheteurs informés et acheteurs non informés sera faible. On s'attend à ce que le nombre de demandes d'information dans le traitement *Coût Elevé* soit inférieur au nombre de demandes d'information dans le traitement *Faible Coût*.

C. RESULTATS ET IMPLICATIONS

Nous réalisons une analyse descriptive puis économétrique de la quantité d'unités S offertes, de l'efficacité du marché et de la demande d'information par les acheteurs sous les différents traitements.

a. Type des unités et efficacité du marché

Analyse descriptive du nombre d'unités de qualité supérieure échangées et de l'efficacité du marché

Le but de notre expérience est d'examiner la capacité du marché à fournir des biens de haute qualité en présence de coûts d'information. Le tableau II.3.4 montre le nombre moyen d'unités R et I échangées et l'efficacité par période dans chaque traitement.

Traitement	***Référence***			***Faible Coût***			***Coût Elevé***		
	Nb d'unités échangées		*Efficacité*	*Nb d'unités échangées*		*Efficacité*	*Nb d'unités échangées*		*Efficacité*
Période	*Unités I*	*Unités S*		*Unités I*	*Unités S*		*Unités I*	*Unités S*	
1-32	6,2	0,5	0,529	6,2	1,5	0,607	7	0,7	0,586
9-16	4,7	0,1	0,374	6,6	1,4	0,630	7,9	0,3	0,625
17-32	7,6	0	0,571	7,1	1,4	0,669	7,7	0,7	0,632
24-32	9,2 [a]	0 [a]	0,699 [a]	7,3	1,4	0,687	8,1	0,6	0,645

[a] une seule session

Tableau II.3.4 : Nombre moyen d'unités S et I échangées et efficacité par période et par traitement

Nous retrouvons dans le traitement *Référence* le résultat classique de la sélection adverse : en présence d'asymétrie d'information, les unités S sont éliminées du marché.

⇒ *Résultat 1 : En asymétrie d'information, les unités de qualité supérieure sont éliminées du marché.*

Le traitement *Coût Elevé* permet d'échanger quelques unités S mais elles représentent une faible part de l'ensemble des unités échangées (6,9% de toutes les unités échangées par période sur les 8 dernières périodes). Le traitement *Faible Coût* est le plus à même de fournir des unités S, même si le nombre d'unités S est toujours assez faible (16,1% de toutes les unités échangées par période sur les 8 dernières périodes).

⇒ *Résultat 2 : Plus le coût de d'information sur la qualité est élevé, plus le nombre d'unités de qualité supérieure échangées est faible.*

En ce qui concerne l'efficacité, en théorie, elle est de 0,778 sur un marché où seules des unités I sont échangées. C'est l'équilibre inefficace. Or, aucune efficacité n'atteint ce niveau. L'efficacité la plus élevée est celle du traitement *Faible Coût*. Même dans ce cas, le marché ne se comporte pas comme un marché en information parfaite. Même si les coûts d'information sont assez faibles, les marchés ne sont pas capables de fournir une majorité d'unités S. On peut noter que les marchés sont particulièrement inefficaces du fait de la révélation privée de l'information et de l'impossibilité de construire des réputations.

Analyse économétrique de l'offre de qualité supérieure

Nous souhaitons étudier la probabilité de proposer de la qualité supérieure en fonction du coût de l'information à l'aide d'une analyse économétrique. Nous réalisons un Logit avec effets spécifiques aléatoires sur les individus. Nous définissons la variable TYPS=1 lorsque l'unité proposée par les vendeurs a une qualité supérieure et 0 lorsque sa qualité est inférieure.

Les données rencontrent un problème commun à beaucoup de résultats expérimentaux : les marchés sont sujets à un phénomène de convergence. En effet, les résultats se révèlent différents en début et en fin d'expérience du fait du phénomène d'apprentissage. La régression doit tenir compte de ce phénomène. Noussair et al. (1995, pp.473-474) proposent de prendre en compte l'effet de convergence des marchés expérimentaux par l'introduction d'effets de début de session et de fin de session (encadré II.3.1).

Encadré II.3.1 : Prise en compte du phénomène de convergence des marchés dans l'analyse économétrique

Si on définit y_{it} comme la variable dépendante mesurée sous plusieurs traitements $i = 1,....,n$ et fonction du temps, la spécification du modèle est la suivante :

$$y_{it} = B_{11}D_1\left(\frac{1}{t}\right) + B_{12}D_2\left(\frac{1}{t}\right) + ... + B_{1i}D_i\left(\frac{1}{t}\right) + ... + B_{1n}D_n\left(\frac{1}{t}\right) + B_2\frac{(t-1)}{t} + u$$

avec t, le temps mesuré comme le nombre de périodes dans chaque traitement ; D_i, une indicatrice qui prend la valeur 1 pour le traitement i et la valeur 0 sinon ; B_{1t}, la mesure de l'existence éventuelle d'un phénomène de convergence.
Si $t=1$, alors la valeur de la variable dépendante est B_{1i} pour l'expérience i. B_2 est l'asymptote de la variable dépendante. Lorsque t augmente, le poids de B_{1i} devient faible car $\frac{1}{t}$ tend alors vers 0, tandis que le poids de B_2 augmente car $\frac{(t-1)}{t}$ tend vers 1. u est le terme d'erreur aléatoire.

Notre expérience comprend trois traitements : *Référence* (I), *Faible Coût* (II) et *Coût Elevé* (III). Conformément à la procédure de l'encadré II.3.1 et à l'analyse similaire de Cason et Gangadharan (2002), nous créons deux variables indicatrices pour désigner le traitement : II=1 pour le traitement *Faible Coût* et 0 sinon et III=1 pour le traitement *Coût Elevé* et 0 sinon. Ceci nous permet de créer les variables II_init, II_fin, III_init et III_fin indiquées dans le tableau II.3.5.

Un autre élément à prendre en compte est l'auto-corrélation temporelle des résidus : les décisions de la période N dépendent des décisions à la période N-1. A la manière de Cason et Gangadharan (2002), nous ajoutons un terme, RATIO = $\frac{E(\pi_S^N)}{E(\pi_I^N)}$ qui représente le rapport des profits espérés de vendre des unités S par rapport aux profits espérés de vendre des unités I. En prenant l'exemple des unités I, si un vendeur a offert de telles unités pendant les (N-1) périodes précédentes et offre des I dans la période courante (N), il actualise ses croyances sur les profits espérés par la formule suivante :

$$\text{Profits espérés à N de vendre des I} = \frac{\text{(N-1) x [profits à N-1d'avoir offert des I] + profits à N d'avoir offert des I]}}{\text{N}}$$

$$\text{soit, } E(\pi_R^N) = \frac{(N-1)\times \pi_R^{N-1} + \pi_R^N}{N}$$

Les variables de la régression et leur signification sont présentées dans le tableau II.3.5.

Variable	Signification	**Description**
II	-	Indicatrice pour le traitement *Faible Coût*

III	-	Indicatrice pour le traitement *Coût Elevé*
T_init	$\frac{1}{t}$	Variable qui capte l'effet "périodes initiales" du traitement de référence par rapport à l'effet "périodes finales" du traitement *Référence*
II_init	$II \times \frac{1}{t}$	Variable qui capte l'effet "périodes initiales" du traitement *Faibles Coûts* par rapport au traitement *Référence*
II_fin	$II \times \frac{(t-1)}{t}$	Variable qui capte l'effet "périodes finales" du traitement *Faibles Coûts* par rapport au traitement *Référence*
III_init	$III \times \frac{1}{t}$	Variable qui capte l'effet "périodes initiales" du traitement *Coûts Elevés* par rapport au traitement *Référence*
III_fin	$III \times \frac{(t-1)}{t}$	Variable qui capte l'effet "périodes finales" du traitement *Coûts Elevés* par rapport au traitement *Référence*
RATIO	$\frac{E(\pi_S^N)}{E(\pi_I^N)}$	Rapport des profits espérés de vendre des unités S plutôt que des unités I

Tableau II.3.5 : Variables indépendantes utilisées dans les différents modèles

La spécification du modèle est alors :

$$y_t = \beta_1\left(\frac{1}{t}\right) + \beta_2 \times II_init + \beta_3 \times II_fin + \beta_4 \times III_init + \beta_5 \times III_fin + \beta_6 \times RATIO + u$$

Les interactions $\frac{1}{t}$ captent l'effet "périodes initiales" et les interactions $\frac{(t-1)}{t}$ captent l'effet "dernières périodes" (tendances de long terme). Le résultat du Logit sur TYPS est présenté au tableau II.3.6.

	Logit		
Périodes	**9-32**		
Observations	**736**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	-3,9555***	0,7550	<,0001
T_init	5,4745**	2,5871	0,0347
II_init	-5,4249**	2,6492	0,0410
II_fin	1,6956*	0,9017	0,0605
III_init	-8,1802***	3,6729	0,0263
III_fin	0,9978	1,0213	0,3289
Ratio	0,000160	0,02939	0,9957
-2Log L	4131,2		
AIC	4135,2		
BIC	4138,3		

* significatif à 10% ** : significatif à 5% *** : significatif à 1%

Tableau II.3.6 : Logit avec effets aléatoires : Probabilité de proposer des unités de type S

La régression montre une influence des phases initiales par rapport aux phases finales quelque soit le traitement.

⇒ *Résultat 3 : Les marchés se sont comportés différemment en début et en fin de session.*

La probabilité de proposer des unités S est plus élevée au début qu'à la fin des sessions pour le traitement *Référence*. Dans les périodes initiales, la probabilité d'offrir des unités S est inférieure dans les traitements *Faible Coût* et *Coût Elevé* par rapport au traitement *Référence*.

La tendance s'inverse dans les périodes finales des sessions pour le traitement *Faible Coût* par rapport au traitement *Référence*. La probabilité de proposer des unités de qualité supérieure devient supérieure dans le traitement où le coût d'information est de 15 points par rapport au traitement où il est "infini"

(impossible de déterminer la qualité). Par contre, le traitement où l'information vaut 100 points ne se différencie pas du traitement de référence dans les périodes finales.

⇒ *Résultat 4 : Les probabilités de proposer des unités de qualité supérieure en asymétrie complète d'information et lorsque l'information vaut 75% du surplus des acheteurs pour ces unités sont identiques.*

⇒ *Résultat 5 : La probabilité de proposer des unités de qualité supérieure, est supérieure lorsque l'information équivaut à 15% du surplus des acheteurs pour ces unités par rapport au cas où l'information équivaut à 75% du surplus.*

Analyse économétrique de l'efficacité du marché

Nous avons précédemment décrit la définition que nous avons choisie de l'efficacité de marché. Il s'agit des surplus générés pour tous les agents par période, par rapport au surplus qui aurait été généré si seules des unités de qualité supérieure étaient échangées. De même que précédemment, nous nous sommes intéressés à l'efficacité du marché sur les périodes 9 à 32 (tableau II.3.7).

Périodes	9-32		
Observations	160		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	0,5940***	0,03129	<,0001
T_init	-0,4568***	0,1108	<,0001
II_init	0,3284***	0,1212	0,0076
II_fin	0,09823**	0,03868	0,0123
III_init	0,4958***	0,1326	0,0003
III_fin	0,03562	0,04188	0,3966
-2Log L	-126,7		
AIC	-124,7		
BIC	-123,6		

* significatif à 10% ** : significatif à 5% *** : significatif à 1%

Tableau II.3.7 : Régression de l'efficacité modèle mixte avec effets aléatoires temporels

On retrouve ici des résultats qui découlent en partie de l'analyse précédente sur le nombre d'unités S proposées à la vente. La variable d'efficacité contient dans son calcul le prix des unités. Ici, aussi les résultats présentent un effet de début et de fin de période (résultat 3). Pour le traitement *Référence*, l'efficacité en début de période est inférieure à l'efficacité en fin de période. Le traitement *Coût Elevé* se distingue du traitement *Référence* en début de session en ce qu'il est plus efficace mais à la fin des sessions, l'efficacité n'est pas significativement différente entre les deux traitements. Ici, comme dans l'analyse de l'offre de produits de qualité supérieure, le traitement II se distingue en fin de période en ce qu'il permet d'atteindre un niveau d'efficacité supérieure.

⇒ *Résultat 6 : Les efficacités en asymétrie complète d'information et lorsque l'information vaut 75% du surplus des acheteurs pour les unités supérieures sont identiques.*

⇒ *Résultat 7 : L'efficacité du marché avec un coût d'information équivalent à 15% du surplus des acheteurs pour des unités de qualité supérieure est supérieure aux efficacités en asymétrie complète d'information et lorsque l'information vaut 75% du surplus des acheteurs pour les unités supérieures*

b. Demande d'information

Nous avons observé les comportements de demande d'information dans les traitements *Faible Coût* et *Coût Elevé* (tableau II.3.8 et figure II.3.5).

Période	*Faible Coût*	*Coût Elevé*
1-32	4,16	0,80
9-16	3,17	0,50
17-32	3,98	0,91
24-32	3,48	0,72

Tableau II.3.8 : Nombre moyen de demandes d'information par période et par traitement

On constate nettement que la demande d'information diminue avec le coût d'information. Elle est supérieure dans le traitement *Faible Coût* par rapport au traitement *Coût Elevé* comme prédit par le modèle de Grossman and Stiglitz (1980).

Analyse économétrique de la demande d'information

Nous réalisons une régression logistique sur la variable DEM, égale à 1 si de l'information a été demandée sur l'unité considérée et 0 sinon. Le résultat est présenté dans le tableau II.3.9.

Périodes	**9-32**		
Observations	**1473**		
Observation où DEM=0	**148**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	-13,7146***	0,8849	<,0001
II	3,696***	0,3958	<,0001
III	0,7885*	0,4645	0,0896
PRIX	0,0438***	0,00308	<,0001
T	0,0294	0,0184	0,11
-2Log L	515,026		
-2Log L avec constante uniquement	960,767		
Rapport de vraisemblance et test	445,74***		
Pourcentage de cas correctement prédits	91,2%		

* significatif à 10% ** : significatif à 5% *** : significatif à 1%

Tableau II.3.9 : Régression logistique : probabilité de demander de l'information sur les unités échangées

Les déterminants de la probabilité d'acheter de l'information sur les unités sont le coût de l'information et le prix. La probabilité est plus élevée pour les traitements où l'information vaut respectivement 15 et 100 points par rapport au traitement où le coût d'information est infini. Elle est peu significative (10%) pour le traitement *Coût Elevé* par rapport au traitement *Référence* avec un coefficient relativement faible. Le traitement II se distingue par un coefficient plus important et une significativité à 1%. En ce qui concerne le prix, plus il est élevé, plus la probabilité de demander de l'information est élevée. L'effet période est non significatif. Il n'y a pas eu d'apprentissage sur la stratégie à adopter quant à la recherche d'informaition.

⇒ *Résultat 8 : La probabilité d'acheter de l'information sur une unité est d'autant plus forte que le coût de l'information est faible.*

⇒ *Résultat 9 :La probabilité d'acheter de l'information est relativement indépendante de la période d'échange.*

CONCLUSION

L'objectif de l'étude était de mesurer les inefficacités de marché dues à des coûts variables d'information, lorsque ceux-ci sont supportés exclusivement par les acheteurs. Nous avons mené trois traitements fixant un coût d'information de 15 points, 100 points ou infini (asymétrie complète). Dans l'expérience, la probabilité de proposer une unité de qualité supérieure, l'efficacité du marché ainsi que la probabilité de demander de l'information sont supérieurs lorsque l'information vaut 15 points par rapport aux deux autres traitements. Le marché avec un coût d'information de 100 points s'est comporté, sur les variables indépendantes que nous avons identifié, comme le marché avec un asymétrie complète d'information, sauf sur la demande d'information.

L'expérience réalisée ici est préliminaire. Elle visait à mettre en évidence l'inefficacité du marché lorsque les coûts d'acquisition de l'information sont exclusivement supportés par les acheteurs. Elle constitue une première étape vers l'étude de mécanismes permettant d'améliorer l'efficacité de la transaction en atténuant la dissipation du consentement à payer des consommateurs, du fait de la recherche d'information (réputation, auto-déclarations, certification par tierce partie). L'analyse peut être généralisée à l'ensemble des caractéristiques de croyance tels que la présence d'OGM, la qualité sanitaire ou le bien être animal. Une extension possible peut être l'intégration d'une probabilité d'erreur dans l'information achetée, puisque dans la réalité, les consommateurs, à travers la lecture des étiquettes, des revues de consommateurs, etc., acquièrent rarement une information certaine.

L'expérience souffre de quelques limites pour lesquelles nous suggérons des pistes d'améliorations. (i) Le nombre de sessions par traitement mériterait d'être augmenté, surtout pour le traitement *Référence*. (ii) L'expérience était longue (3h). Cela était dû au passage tour à tour des six acheteurs. Une institution telle que la double enchère aurait permis d'augmenter l'interactivité. (iii) Etant donné le retour imparfait sur les gains qu'avaient les acheteurs (à moins d'acheter l'information à chaque période), il aurait été intéressant de mesurer les croyances des acheteurs par rapport à la qualité des produits étant donné le prix. Des expériences incluant ce type de mesure ont déjà été réalisées (Charness et Dufwenberg, 2002). (iv) Notre protocole était un environnement simplifié. On peut noter que dans la réalité les coûts d'information sont hétérogènes au sein des acheteurs. Ils dépendent de l'accessibilité de l'information ainsi que des capacités individuelles de traitement de l'information. Une autre source d'hétérogénéité qui n'est pas considérée ici réside dans les goûts des acheteurs, leurs préférences pour la qualité environnementale. Cette expérience ouvre des voies de recherche que nous souhaitons explorer dans nos futurs travaux.

Chapitre 4

L'achat de produits écolabellisées : contribution à un bien public ?

Dans les chapitres précédents et notamment dans le chapitre 1, nous avons décrit la relation entre vendeur et acheteur d'écoproduits comme un contrat implicite pour la fourniture de qualité environnementale. Ce contrat présente des caractéristiques qui rendent coûteuse son écriture, sa mise en œuvre et son exécution. Nous examinons ici le rôle d'une caractéristique particulière de l'objet du contrat : le *caractère public* des attributs environnementaux des biens. L'achat d'écoproduit représente alors un mécanisme privé de fourniture de biens environnementaux (voir chapitre 3 de la partie I) visant à internaliser les effets externes sur l'environnement. Les prédictions de la théorie néoclassique sont que la non-exclusion qui caractérise les biens publics peut conduire à leur sous-fourniture (voir chapitre 1 de la partie I). Plusieurs mécanismes sont susceptibles de pallier cette défaillance du marché. La littérature sur les coûts de transactions aborde une autre perspective qui consiste à analyser les organisation du marché et la manière dont elles minimisent les coûts de transaction. Nous nous appuyons sur l'analyse d'Ostrom (1990) sur les biens communs. Elle remet en question ce cadre des échecs de marché, critiquant la vision d'agents, soumis à la fatalité de l'échec du marché. Elle tente d'analyser les institutions réelles permettant, par un mécanisme décentralisé, la fourniture de biens d'environnement à la lumière de l'économie des coûts de transaction. Nous analysons l'écolabel comme un moyen de réduction des coûts de mesure liés au caractère public des attributs environnementaux. L'analyse par la minimisation des coûts de mesure permet d'expliquer la manière dont les écolabels sont conçus pour permettre la transaction d'attributs environnementaux.

Ce chapitre est organisé en 3 sections. Dans un premier temps, nous mobilisons la littérature sur l'innovation pour mettre en évidence la difficulté de l'adoption et de la diffusion des écoproduits du fait notamment de leur dimension publique. Nous donnons notamment une clé de lecture des motivations d'achat d'écoproduits selon que l'acheteur est usager ou non de l'environnement préservé à travers l'écolabel. Dans la section B, nous mettons en évidence le contraste entre le caractère privé des coûts et le caractère public des bénéfices d'une amélioration environnementale à travers l'achat d'écoproduits. Nous analysons et comparons les diverses situations ayant pour conséquence la sous-optimalité – au sens de Pareto – de la fourniture des biens d'environnement. La section C présente les

solutions théoriques au rétablissement, même imparfait, de l'efficacité du marché, avec des applications aux écoproduits, ainsi qu'une analyse croisant les propriétés informationnelles et le caractère public des attributs environnementaux. Les résultats d'une étude empirique sur des écolabels collectés dans divers points de vente révèlent les stratégies employées par les firmes dans la transaction relative aux attributs environnementaux.

A. L'ECOPRODUIT : UNE INNOVATION ENVIRONNEMENTALE

Nous utilisons le cadre de la littérature sur l'innovation qui nous semble approprié pour identifier les difficultés à échanger des biens avec attributs environnementaux. La prise en compte de l'environnement dans la conception des produits et sa valorisation auprès du consommateur sous la forme d'un éco-étiquetage correspond à la mise sur le marché d'une innovation. L'innovation est ici environnementale et se distingue des autres innovations sous plusieurs aspects que nous souhaitons ici aborder.

Si on revient à la notion de contrat pour la fourniture de qualité environnementale, souvent, l'adoption d'une innovation correspond à un changement de pratiques pour la firme. Réduire ses impacts environnementaux signifiera parfois modifier l'ensemble de son organisation. Par contre, au niveau du consommateur, l'adoption de l'écoproduit peut sembler uniquement se résumer aux changements de pratiques d'achat, c'est à dire, acheter la version écologique du produit habituellement acheté. Cependant, la nature environnementale de l'innovation dans le cas des écoproduits complique l'adoption de l'innovation sous deux aspects, la nature des bénéfices de l'innovation et l'influence du mode de produits respectueux de l'environnement sur les autres caractéristiques du produit.

Rogers (1995) a étudié l'adoption et la diffusion des innovations. Il définit le taux d'adoption d'une innovation comme la rapidité relative avec laquelle une innovation est adoptée par les membres d'un système social[146]. Pour cet auteur, le taux d'adoption est expliqué en grande partie par les attributs perçus de l'innovation. L'importance de la prise en compte des perceptions est soulignée par la citation :

[146] Rogers (1995) définit le système social comme un ensemble d'unités interdépendantes engagées dans la résolution d'un problème pour atteindre un objectif commun.

"If men perceive situations as real, they are real in their consequences"
Thomas et Znaniecki (1927)[147] cités par Rogers (1995)

L'unité d'analyse peut être l'individu mais aussi une organisation ou une communauté. Notre unité d'analyse est le consommateur face à l'achat d'écoproduits. Notre étude nécessite d'autant plus la prise en compte des perceptions, étant données les capacités cognitives limitées des consommateurs et bien souvent, la fréquence relativement élevée d'achat des produits, ce qui rend coûteuse la recherche et l'analyse de l'information. Rogers (1995, p.208-251) classe les attributs perçus de l'innovation en cinq catégories :

(1) *L'avantage relatif :* Il représente le degré d'amélioration perçue de l'innovation par rapport à l'alternative qu'elle remplace. L'avantage relatif s'exprime sous la forme de bénéfices tels que la profitabilité économique, le prestige social, la diminution de l'inconfort, les gains de temps et d'efforts et le caractère immédiat des bénéfices. L'avantage relatif est fonction des préférences des individus puisqu'il s'agit de l'avantage perçu (voir discussion de l'encadré II.4.1 sur la différence entre l'environnement pour lequel l'individu contribue et celui dont il fait effectivement usage).

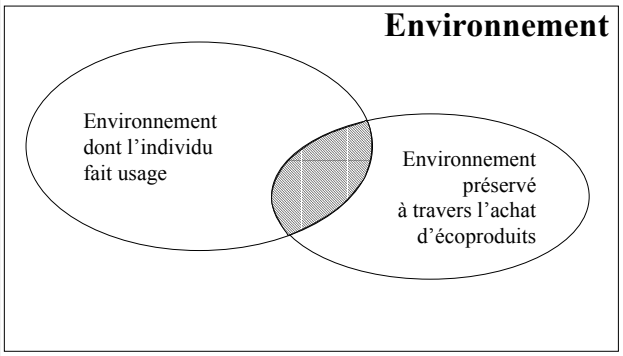
Encadré II.4.1 : Contribution à l'environnement et usage de l'environnement

Un bien public pur se définit par les deux caractéristiques de non rivalité et de non exclusion dans la consommation. Les biens d'environnement relèvent généralement de cette catégorie avec de nombreuses nuances. Comme analysé au chapitre 1 de la partie I, ils représentent l'une des quatre sources de défaillances de marché identifiées dans la littérature traditionnelle qui prône une intervention des pouvoirs publics pour permettre leur fourniture.

Dans le cas de la fourniture de biens d'environnement à travers le mécanisme privé de l'achat des produits, nous pouvons distinguer plusieurs fonctions du consommateur. Il peut être *membre* du groupe bénéficiaire du bien d'environnement produit. Mais il peut aussi y être *étranger*, c'est à dire ne pas faire partie du groupe qui en est bénéficiaire. Dans ce cas sa contribution à l'écoproduit s'apparente plutôt à un don qu'à une contribution à un bien public qui suppose implicitement un bénéfice même faible. Il convient ainsi de distinguer le *consommateur* d'écoproduits de l'*usager* de l'environnement. La figure II.4.1 décrit diverses situations intéressantes à analyser (nous avions commencé à aborder cette question dans le chapitre 2 dans la figure II.2.1).

[147] Thomas W.I., Znaniecki F., 1927, The Polish Peasant in Europe and America, New-York, Knopf, 81p.

Figure II.4.1 : Environnement : usage et contribution à travers l'achat d'écoproduits



Nous identifions deux types de situations :

(i) Les compartiments de l'environnement que l'individu contribue à préserver – à travers l'achat d'écoproduits – et dont il fait usage ne se correspondent pas. Plusieurs cas se présentent alors : soit l'individu contribue à l'achat d'écoproduit pour préserver un environnement dont il souhaite jouir à l'avenir (valeur d'option), soit il contribue à l'environnement par altruisme envers les autres ou les générations futures (valeur de legs), soit il souhaite contribuer à la préservation de l'environnement uniquement pour son maintien en tant que tel (valeur d'existence)[148].

(ii) Les compartiments de l'environnement que l'individu contribue à préserver à travers sa fonction de consommation correspondent à des éléments de l'environnement dont il fait usage[149] (partie hachurée sur la figure II.4.1). Alors, aux motivations d'achat précédentes s'ajoute le bénéfice de la valeur d'usage de l'environnement. Prenons l'exemple de l'achat d'un lait écolabellisé comme contribuant à la protection de la baie de Chesapeake (tableau I.5.1[150]). Si le consommateur a l'habitude de fréquenter cette baie, le bénéfice est direct. Cependant, les bénéfices ne sont pas forcément perçus. Parfois, le bénéfices promis par les allégations environnementale sont tellement vagues qu'elles englobent l'ensemble de l'environnement. Ce sont surtout les auto-déclarations qui contiennent des arguments vagues. L'analyse du contenu des éco-étiquettes du tableau I.5.2 indique une utilisation abusive des termes généraux et vagues relatifs à l'environnement tels que "respect de l'environnement" ou "respect de la nature".

La distinction entre l'environnement auquel contribue l'individu en tant que consommateur et l'environnement dont il fait usage nous permet de donner un premier éclairage sur les bénéfices que retire le consommateur de l'achat d'écoproduits, allant d'un bénéfice direct jusqu'à un bénéfice futur et même un bénéfice moral.

En ce qui concerne les écoproduits, un type de bénéfices peut être le prestige social que leur consommation procure. La consommation de produits respectueux de l'environnement peut conférer un certain statut au consommateur vis-à-vis de son entourage. Leibenstein (1950) désigne la consommation ostentatoire sous la dénomination "effet *Veblen*". Il est probable que cette valeur ne soit pas absente lors de la consommation d'écoproduits. L'achat d'écoproduits peut aussi contribuer à

[148] Ces différentes valeurs sont présentées dans le tableau III.1.2 (partie III chapitre 1).

[149] Cet aspect est à rapprocher de la notion de concernement dans le cas des biens publics, qui peut être local ou global (Wolfelsperger, 1995).

[150] Chapitre 5 de la partie I.

déculpabiliser le consommateur, vis-à-vis de ses impacts environnementaux. Enfin, il peut aussi constituer une fin en soi. L'avantage relatif provient du fait de savoir qu'on a contribué à la préservation de l'environnement. Dans ce cas, le bénéfice privé se rapporte à ce qu'Andreoni (1990) appelle le *warm-glow* (qu'on peut rendre par l'expression "ça fait chaud au cœur").

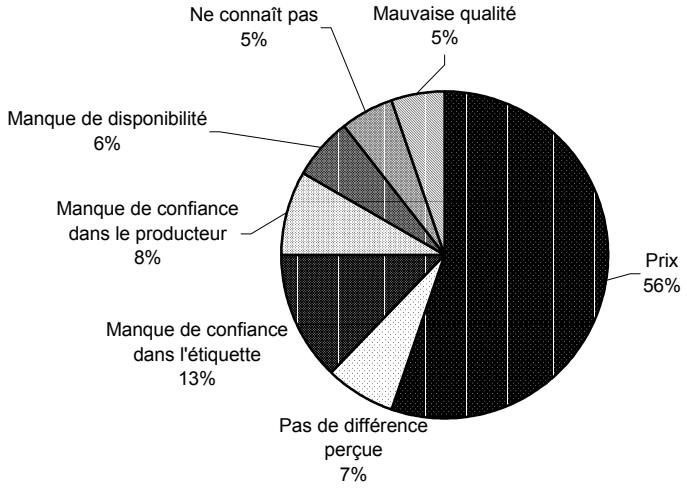
Elle constitue cependant bien souvent la seule source d'avantage relatif *perçu*. L'achat d'écoproduits est souvent coûteux soit du fait du prix des produits, plus élevé, ou perçu comme tel, soit du fait de la nature publique des biens d'environnement fournis à travers l'écoproduit.

(i) Les facteurs économiques, la comparaison des bénéfices par rapport aux coûts, déterminent le taux d'adoption. Ainsi, un facteur de non achat des écoproduits souvent cité au premier rang est le prix, perçu comme trop élevé. Dans la partie III, au chapitre 2, une revue de la littérature révèle que les modèles explicatifs de la préférence ou du consentement à payer pour des écoproduits alimentaires, le prix a une influence négative. Dans cette partie, nous réalisons une expérience auprès de 128 consommateurs, pour qui le prix est un facteur majeur limitant ou empêchant l'achat de produits biologiques pour les participants (figure II.4.2).

Figure II.4.2 : Raisons de non achat ou du faible achat des produits biologiques

Question posée à 128 consommateurs tirés au sort dans l'annuaire téléphonique de Dijon

Pourquoi ne consommez-vous pas (ou pas davantage) de produits biologiques ?



(ii) Contrairement à la majorité des innovations, l'innovation environnementale correspond à des bénéfices souvent intangibles (sauf dans les cas cités précédemment) pour les consommateurs. Si l'environnement préservé est localisé, le consommateur peut vivre dans cette région différente de la région préservée, auquel cas, il ne percevra pas l'amélioration environnementale (par exemple, contribuer à l'achat d'eau minérale pour la replantation

d'arbres). Si l'environnement préservé est global (ou même parfois, lorsqu'il est local), les bénéfices individuels peuvent être si faibles qu'ils sont difficilement perceptibles par les consommateurs. Par ailleurs, les problèmes environnementaux ont une dimension temporelle importante. Une pratique respectueuse de l'environnement aujourd'hui peut n'avoir de répercussion qu'à très longue échéance (par exemple, la réduction des émissions de CO_2 pour lutter contre l'effet de serre).

La difficulté à percevoir des bénéfices éventuels, collectifs, futurs par rapport aux coûts certains, privés et immédiats prédit un taux d'adoption de l'innovation assez faible. Donc, tout changement institutionnel visant soit à réduire les coûts ou à augmenter les bénéfices de l'innovation, soit à augmenter les coûts ou réduire les bénéfices des solutions alternatives, contribuera à augmenter le taux d'adoption de l'innovation.

(2) *La compatibilité :* Il s'agit du degré de compatibilité de l'innovation avec les valeurs, les habitudes et les styles de vie. La compatibilité réduit les coûts d'adoption par adaptation à l'existant et réduit l'incertitude des adoptants sur les probabilités de succès de l'innovation. Elle porte sur les valeurs, les croyances mais aussi les besoins des individus. Par exemple, certains produits ne peuvent être écolabellisés car cela irait à l'encontre des valeurs. On voit mal un écolabel apposé sur des armes par exemple. Bien que respectueuses de l'environnement, la fabrication et l'achat d'armes vont à l'encontre des valeurs qui sont associées à la protection de l'environnement. Par ailleurs, l'adoption des écoproduits peut être favorisée par les besoins perçus des consommateurs, qui peuvent être exacerbés par une catastrophe écologique (telle qu'une marée noire) ou sanitaire (ESB). L'adoption d'une innovation environnementale peut aussi induire un changement de pratiques qui peut être trop coûteux pour le consommateur tel que changer de magasin du fait de la faible disponibilité du produit (voir figure II.4.2), renoncer à certaines caractéristiques d'usage (cas du papier recyclé, aliments à durée de conservation plus courte) ou trier ses déchets.

(3) *La complexité :* Elle se réfère à la complexité dans la compréhension de l'innovation et dans son utilisation. Dans le cas des écoproduits, la compréhension provient particulièrement de la manière dont l'écolabel est conçu. L'information environnementale est souvent complexe et nécessite d'être adaptée dans sa complexité à la fois aux capacités de traitement de l'information des consommateurs mais aussi au type de produit, notamment au niveau d'effort consenti pour la recherche d'information (voir chapitre 1 et 2 de cette partie)

(4) *La possibilité de tester l'innovation :* Ce facteur évalue dans quelle mesure l'innovation est testable sur une petite échelle avant d'être adoptée à grande échelle. Cela permet de réduire l'incertitude. Cet aspect est particulièrement important pour les premiers adoptants qui ne peuvent imiter les autres ou

tirer leçon de leurs erreurs. Dans le cas des écoproduits, le test n'est généralement pas utile puisque le bénéfice environnemental n'est souvent pas perceptible, sauf à tester l'impression faite sur notre entourage de la consommation du bien.

(5) *L'observabilité :* Cette caractéristique est le degré de visibilité des effets de l'innovation pour les autres. De la même manière que précédemment, sauf à constater qu'un écoproduit est particulièrement populaire, l'observabilité est généralement nulle.

Le recours à la littérature sur l'innovation permet de mieux cerner les facteurs susceptibles de favoriser la transaction de produits respectueux de l'environnement ainsi que leur diffusion. L'un des éléments clé de l'analyse, pour notre propos, est la difficulté pour le consommateur de percevoir l'effet de son achat sur l'environnement, du fait des problèmes informationnels mais aussi du caractère collectif et non privé du bénéfice environnemental. La différence entre bénéfices collectifs et bénéfices privés a notamment été étudiée dans le cadre de la théorie de l'action collective, dont les principaux enseignements en rapport avec notre thème sont développés ci-dessous.

B. INEFFICACITE DU MARCHE EN PRESENCE DE BIENS A CARACTERE PUBLIC

Les éléments développés dans la section précédente nous ont permis de poser le problème de la contractualisation sur la fourniture d'un bien à caractère public. La condition pour qu'un bien public soit produit de manière optimale est que la condition de Bowen-Samuelson-Lindahl soit remplie à savoir que le coût marginal de production du bien collectif pur soit égal à la somme des dispositions marginales à payer des divers consommateurs du bien collectif. Du fait des propriétés de bien public, les attributs environnementaux sont échangés en qualité sous-optimales. Nous présentons les éléments du problème à l'aide du cadre de la théorie de l'action collective. Les deux types de comportements menant à la sous-fourniture du bien sont ensuite exposés et comparés. Enfin, nous présentons une analyse appliquée à différents types de comportements respectueux de l'environnement.

a. L'achat d'écoproduits à la lumière de la théorie de l'action collective

La théorie de l'action collective est née des travaux d'Olson (1966, traduit en français en 1978). Son objectif était de remettre en question l'affirmation selon laquelle des individus aux intérêts communs se mobilisent collectivement afin de favoriser leurs intérêts.

> "Si les membres d'un groupe ont un objectif commun et si la réalisation de cet objectif est profitable à tous, il devrait s'ensuivre en bonne logique que,

> dans la mesure où ils sont raisonnables et attachés à leurs intérêts, ils agiront de manière à atteindre cet objectif.
> Mais il n'est en fait pas vrai que l'idée que les groupes agissent dans leur intérêt découle logiquement des prémisses d'un comportement rationnel et intéressé. Que les membres d'un groupe aient avantage à atteindre leur objectif ne veut pas dire qu'ils agiront de manière à y parvenir, en admettant même qu'ils soient tous raisonnables et intéressés"
>
> Olson (1978, p.22)

Selon Olson (1978), avoir un intérêt commun n'est pas une motivation suffisante pour provoquer une action collective aboutissant à la réalisation de cet intérêt commun.

> "En réalité, le cas des petits groupes mis à part, à moins de mesures coercitives ou de quelque autre disposition particulière les incitant à agir dans leur intérêt commun, des individus raisonnables et intéressés ne s'emploieront pas volontairement à défendre les intérêt du groupe. "
>
> Olson (1978, p.22)

Olson donne une définition du bien collectif, qui se rapporte toujours à un groupe donné[151] :

> "est désigné comme bien commun, collectif ou public, tout bien qui, consommé par une personne X_i dans un groupe $\{X_1, X_2,....X_n\}$, ne peut absolument pas être refusé aux autres personnes du groupe"
>
> Olson (1978, p.36)

Selon lui, il existe différents types de groupes selon leur taille qui ne posent pas les mêmes problèmes d'action collective (tableau II.4.1).

Type de groupe	**Taille du groupe**	**Définition**
Individu isolé	1 individu	"Individu isolé en dehors du marché à la recherche de quelque bien collectif, indépendant de tout coût ou de tout bénéfice externes"
Groupe privilégié		"Chacun de ses membres ou du moins l'un d'entre eux a intérêt à se procurer le bien collectif quitte à en supporter seul la charge entière"
Groupe intermédiaire		"Groupe où un seul membre reçoit une part de bénéfice suffisante pour l'inciter à se procurer le bien lui-même mais qui ne compte pas assez de membres pour qu'aucun d'entre eux ne remarque si les autres contribuent ou non à l'acquisition du bien collectif"
Groupe latent	Nombreux individus	"La contribution ou l'absence de contribution d'un membre du groupe n'affecte pas sensiblement les autres, aussi, personne n'a-t-il de raisons de réagir"

Tableau II.4.1 : Les différents types de groupes selon Olson (1978, p.72-74)

[151] Un groupe est défini comme "un certain nombre d'individus mus par un intérêt commun" (Olson, 1978, p.28).

Plus le groupe est important plus il sera difficile d'aboutir à une coopération de ses membres pour fournir le bien collectif. L'individu membre d'une organisation bénéficie du bien fourni qu'il ait contribué ou non. Par ailleurs, dans les grand groupes, l'absence de contribution d'un individu n'a pas énormément d'influence sur le groupe. Le coût pour assurer la coopération augmente en même temps qu'augmente la taille du groupe. Le bénéfice individuel diminue alors. Le problème de l'action collective est défini ainsi par Elster (1985), cité par Tuomela (1992) (Sandler, 1995): lors de la production d'un bien collectif par un groupe où il y a deux choix de comportements possibles (la coopération ou la défection), le problème de l'action collective apparaît, alors, lorsque:

(i) Chaque individu tire de plus grands bénéfices de la coopération collective que de la défection collective,

(ii) Chaque individu tire de plus grands bénéfices de la défection individuelle quel que soit le comportement des autres individus.

C'est un conflit entre une action collective rationnelle qui est de contribuer à la production du bien collectif et une action individuelle rationnelle qui est de ne pas y contribuer. Cette situation peut aboutir à des comportements de non coopération, menant à la non-production ou à la sous-production du bien collectif.

Dans le cas de la préservation de l'environnement à travers l'achat des écoproduits, l'achat d'écoproduits s'apparente à la contribution des consommateurs à la préservation de l'environnement. Le groupe de consommateurs est un groupe latent d'individus. C'est une situation où apparaît un problème d'action collective :

(i) D'une part, la coopération collective permet d'atteindre un niveau de protection de l'environnement sensible. L'effet d'une contribution individuelle est trop faible pour mener à une quelconque amélioration sensible. Chacun tirerait de plus grands bénéfices de la coopération collective.

(ii) Par ailleurs, pour diverses raisons, chaque individu est incité à faire défection pour plusieurs raisons. (1) D'abord, il existe souvent un délai long entre la mise en œuvre d'une pratique respectueuse de l'environnement et les impacts qu'elle aura sur l'environnement. Ainsi, l'individu se trouve face à un choix: contribuer tout de suite pour un environnement protégé dont il ne jouira que plus tard (ou peut-être jamais) ou ne pas contribuer. (2) De plus, l'environnement préservé à travers l'achat n'est pas forcément un environnement local, comme nous l'avons examiné précédemment. (3) Ensuite, l'amélioration de l'environnement a un caractère intangible. Les individus n'ont pas toujours conscience du type d'amélioration que leur contribution va apporter à l'environnement vu la

complexité des mécanismes en jeu. (4) Enfin, les individus sont conscients de l'effet faible de la contribution individuelle et n'ont pas intérêt à contribuer à l'environnement puisque la contribution individuelle a un effet si faible et peu perceptible, donc peu susceptible d'affecter leur fonction d'utilité individuelle.

b. Les deux types de problèmes

Deux types de problèmes peuvent surgir dans la production d'un bien collectif : le problème d'assurance et le problème du passager clandestin. Nous les présentons en indiquant les matrices de gains dans une analyse basée sur la théorie des jeux. Les matrices nous permettrons de réaliser une comparaison entre les deux problèmes.

Problème d'assurance

Le premier type de problèmes posés par les biens collectifs est le problème d'assurance (Schmidtz, 1991; Landesman, 1995; Wolfelsperger; 1995). Chaque individu ne contribue à la fourniture du bien collectif que si le nombre total d'individus contributeurs ou la somme totale des contributions est suffisant pour produire le bien, car sa contribution individuelle sera trop faible pour avoir un effet quelconque. Aucun individu n'est en mesure de financer à lui seul le bien collectif. Les biens collectifs concernés par le problème d'assurance sont des biens discrets: comme nous l'avons déjà souligné, l'effet environnemental d'une contribution individuelle est négligeable. Et ce n'est qu'à partir d'un montant donné de contributions (seuil) que l'amélioration de la qualité de l'environnement est sensible. Le problème d'assurance se pose pour des biens pour lesquels le coût individuel d'une unité de bien collectif est supérieur au consentement à payer de chaque individu : les moyens à mettre en œuvre pour préserver un compartiment de l'environnement dépassent de loin le consentement à payer de chaque individu. C'est pourquoi la contribution individuelle n'aura d'utilité que si le montant cumulé des contributions atteint un certain seuil.

Dans les termes de la théorie des jeux, nous considérons deux consommateurs en situation d'interaction. Ils ne peuvent se consulter. Chacun a le choix entre deux stratégies: acheter un écoproduit (Achat) ou ne pas l'acheter et acheter un produit classique (Non Achat). Le choix de la stratégie Achat implique un coût individuel (surprix). La stratégie Achat apporte par contre des bénéfices qui sont ceux de la préservation de l'environnement et auxquels ont accès tous les individus à partir du moment où ils sont produits (caractère collectif). Si chacun des consommateurs contribue alors chacun bénéficiera au moins d'une unité de bénéfices. La matrice ordinale des gains pour le jeu d'assurance est représentée sur le tableau II.4.2 avec le chiffre 1 correspondant au plus faible gain et le chiffre 4 au plus fort.

			consommateur 2 (C2)	
			défection	*coopération*
			non achat	*achat*
consommateur 1 (C1)	*défection*	*non achat*	(2*, 2*)	(3, 1)
	coopération	*achat*	(1, 3)	(4*, 4*)

Les gains des consommateurs sont représentés entre parenthèses: (gain de C1, gain de C2)

Tableau II.4.2 : Jeu d'assurance appliqué à l'interaction entre 2 consommateurs d'écoproduits: matrice ordinale des gains

Ce jeu admet deux équilibres de Nash : soit la coopération collective (4, 4), soit la défection collective (2, 2). Du point de vue social, c'est la coopération collective qui est optimale. La fourniture d'une unité de bien collectif coûte plus cher que le consentement à payer de chaque individu pour ce bien. Chacun des individus ne participera à la fourniture du bien que si l'autre coopère. Ne pouvant avoir l'assurance que l'autre coopérera, chaque individu aura tendance à ne pas contribuer à la fourniture du bien collectif. Ainsi, chaque individu choisissant la stratégie de non achat, l'écoproduit[152] ne sera pas acheté.

Problème du passager clandestin

Cornes et Sandler (1996) et Sandler (1998) donnent le modèle des biens publics purs. Ils considèrent un jeu à n individus ayant chacun la possibilité de contribuer d'une somme c à un bien public dont la quantité totale Q est disponible pour tout le monde une fois produite (non-exclusion et non-rivalité). Le bien public n'est produit qu'à partir d'une quantité donnée de contributions ou d'un nombre donné N de contributeurs ($j > N$). Chaque contribution individuelle c (constante) donne b unités de bien public avec $b < c$ pour $j \geq N$ (les bénéfices collectifs d'une contribution individuelle sont inférieurs aux coûts individuels). Les gains de chaque individu i sont la quantité de bien collectif fournie par l'ensemble des individus Q moins la contribution individuelle (c , s'il y a contribution et 0, sinon). Ainsi, pour une fonction de rendement linéaire du bien public, si $j < N$, $Q = 0$ et si $j \geq N$, $Q = j \times b$. Les gains d'un individu i en fonction du nombre de contributeurs sont représentés dans le tableau II.4.3.

[152] On suppose bien sûr ici que l'écoproduit se résume à ses caractéristiques environnementales.

	Nombre de consommateurs excepté i							
	0	***1***	**……**	***N***	**……**	***j***	**……**	***n-1***
i contribue	-c	-c	……	(N+1).b - c	……	(j+1).b - c	……	n.b -c
i ne contribue pas	0 *	0 *	……	N.b *	……	j.b *	……	(n-1).b *

Tableau II.4.3 : Gains de l'individu i selon le nombre de contributeurs (adapté de Sandler, 1998)

L'équilibre de Nash de l'individu i est de ne pas contribuer quelque soit le nombre de contributeur puisque ses gains sont toujours plus important lorsqu'il ne contribue pas ($j \times b > (j+1) \times b - c = j \times b + b - c$ car $b - c < 0$). Le modèle des biens publics purs illustre les phénomènes de *free riding* découlant du caractère collectif des biens.

Comparaison des deux problèmes

Nous souhaitons, ici, distinguer le problème d'assurance du problème de passager clandestin (tableau II.4.4). La différence principale réside dans les types d'optimum auxquels aboutissent chacun des jeux. Dans le jeu du passager clandestin, il existe un seul optimum de Nash qui est sous-optimal. La solution consiste à soustraire l'individu non contributeur du bénéfice. Dans le jeu de l'assurance, où il existe deux équilibres de Nash, la solution consistera à donner l'assurance à chacun des individus que les autres ont coopéré.

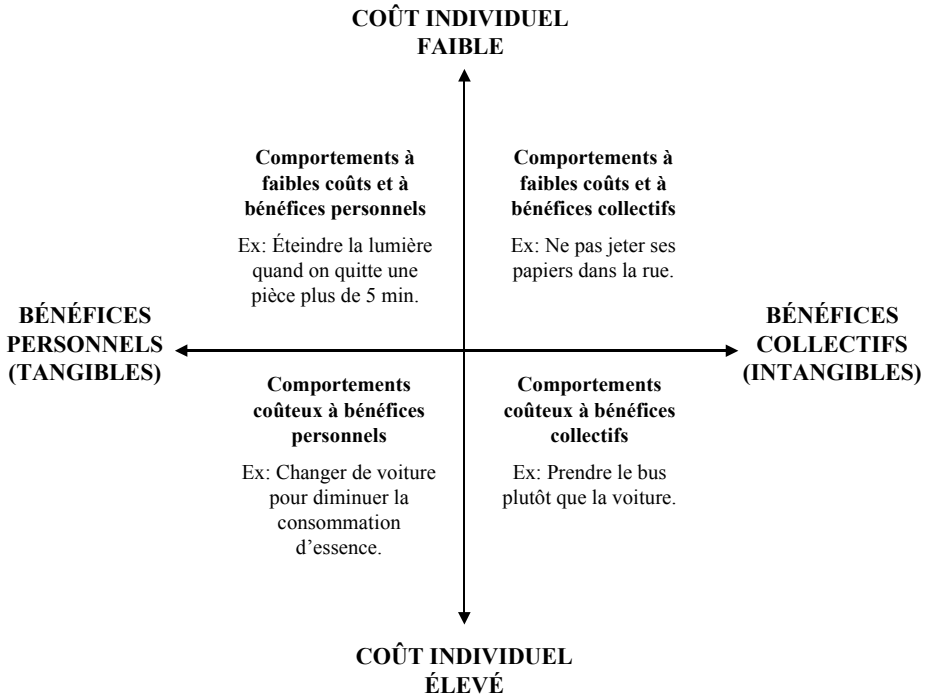
Type de problème	**Assurance**	**Passager clandestin**
Quel type de bien ?	Biens publics discrets (avec seuil)	Tous les biens publics
Opportunisme des agents	Pas nécessairement	Oui
Quand se manifeste le comportement ?	Avant la fourniture du bien public	Après la fourniture du bien public
Influence de la taille du groupe ?	Quelle que soit la taille	Augmente avec la taille du groupe
Type(s) d'équilibre de Nash	2 équilibres de Nash Défection collective Coopération collective (optimum social)	1 équilibre de Nash Défection collective

Tableau II.4.4 : Comparaison des problèmes d'assurance et de passager clandestin

c. Coûts individuels et bénéfices collectifs

Ainsi, alors que les coûts de préservation de l'environnement sont individuels, les bénéfices sont souvent collectifs. La figure II.4.2 indique les différents types de comportements environnementaux selon deux axes : le caractère élevé ou faible des coûts individuels et le caractère principalement collectif ou individuel des bénéfices. La nature des coûts est hétérogène comprenant notamment des coûts en termes monétaires, en termes d'efforts ou de temps.

Figure II.4.2 : Classification de différents comportement vis-à-vis de la préservation de l'environnement (adapté de Rangan et al., 1996)



Les comportements les moins difficiles à promouvoir sont ceux qui comportent principalement des bénéfices personnels pour les individus. Les bénéfices sont, par exemple, une facture énergétique plus légère. Lorsque, par contre, les bénéfices sont principalement collectifs, il est plus difficile d'induire un changement de comportement de la part des individus, d'autant plus lorsque les coûts individuels sont élevés. En effet, cette difficulté provient soit du fait que la contribution individuelle va bénéficier à d'autres, soit du fait de la difficulté à percevoir le bénéfice environnemental. Par exemple, ne pas jeter ses papiers sur la voie publique constitue un effort individuel faible lorsque des poubelles sont mises à disposition. Dans ce cas, Rangan et al. (1996) suggèrent de fournir aux individus une liste de comportements type, afin d'éveiller leur attention. Le logo *Tidy Man,* représentant un personnage qui jette ses emballages à la poubelle, vise à provoquer cette prise de conscience. Certaines associations de consommateurs établissent une liste de comportements quotidiens qui permettent de réduire la pression sur l'environnement.

Il est difficile de classer avec certitude un comportement dans une des cases du diagramme car le coût individuel est très variable d'un individu à un autre, et est notamment fonction des coûts d'opportunité. Il dépend des infrastructures. Pour l'exemple précédent, en l'absence de poubelles, l'individu se verra contraint de transporter ses détritus, ce qui peut devenir un coût individuel élevé.

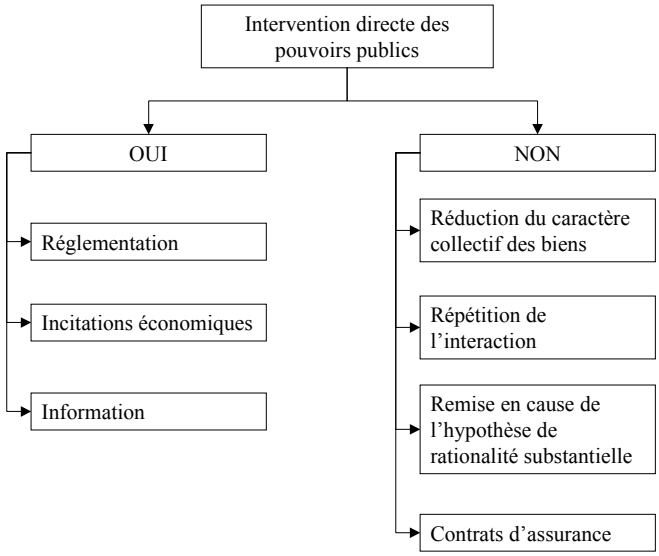
Pour notre objet d'étude, la question est de savoir où se situe l'achat d'écoproduits dans le diagramme est également délicate. Les coûts individuels peuvent recouvrir le surprix payé, la disponibilité du produit dans différents points de vente, le temps et les efforts nécessaires à la compréhension des

écolabels et à la recherche d'information sur la réalité de la fourniture du bien d'environnement, etc. Comme analysé précédemment, les bénéfices peuvent être divers. En tout état de cause, la stratégie pour permettre la fourniture optimale de bien d'environnement sera d'associer aux bénéfices sociétaux, des bénéfices personnels privés et de diminuer les coûts individuels subis par le consommateur dans l'achat d'écoproduits. Le cadre institutionnel va façonner l'ampleur des coûts et des bénéfices individuels. Nous envisageons, dans la section suivante, les mécanismes permettant d'induire chez les consommateurs des comportements plus respectueux de l'environnement.

C. MECANISMES SUSCEPTIBLES DE RETABLIR L'EFFICACITE DE LA FOURNITURE DE BIENS D'ENVIRONNEMENT PAR L'ACHAT D'ECOPRODUIT

Nous analysons, de manière succincte, différentes solutions empruntant à une littérature variée (figure II.4.3). L'acteur cible de notre étude est le consommateur.

Figure II.4.3 : Mécanismes atténuateurs des problèmes de sous-fourniture des biens publics par les consommateurs



Nous divisons les dispositifs atténuateurs de comportements pollueurs de la part des consommateurs en deux catégories : ceux qui font intervenir directement les pouvoirs publics et ceux qui sont principalement des mécanismes privés, même si l'intervention publique se fait sous une forme différente. Nous tirerons de cette deuxième catégorie des implications quant aux mécanismes qui permettront d'augmenter l'efficacité de la transaction d'écoproduits.

a. Intervention des pouvoirs publics

Tout d'abord, par analogie avec les trois générations des instruments de politiques d'environnement présentées dans le chapitre 2 de la partie I, nous pouvons décrire trois types de moyens d'induire un comportement de respect de l'environnement de la part des consommateurs (OCDE, 2002, p.107)[153].

(i) La réglementation consiste à imposer des sanctions en cas de comportement nuisible à l'environnement. Par exemple, des amendes peuvent être infligées à un individu pour avoir jeté des détritus sur la voie publique[154]. Il s'agit alors d'éviter un comportement pollueur souvent post consommation.

(ii) Les instruments économiques consistent à inciter les individus à réaliser des économies en prenant en compte ses impacts sur l'environnement. Les systèmes de consigne des bouteilles en verre correspondent à ce type d'instrument.

(iii) Enfin, à travers les instruments informationnels, il s'agit de provoquer un changement de comportement par une information sur les conséquences de différents choix de consommation. Par exemple, une communication institutionnelle sur les économies d'énergie et d'eau ou sur le tri des déchets permet d'inciter les individus à attacher de l'importance aux bénéfices sociétaux.

b. Sans intervention des pouvoirs publics

En dehors de l'intervention directe des pouvoirs publics, nous examinons succinctement quatre moyens parmi ceux identifiés dans la littérature (Wiser et Pickle, 1997 ; Wolfelsperger, 1995 ; Olson, 1978) permettant d'augmenter l'efficacité de la fourniture de biens d'environnement (figure II.4.3).

---

[153] OCDE, 2002, Vers une consommation durable des ménages, Tendances et politiques dans les pays de l'OCDE, 184p.

[154] Par exemple, la ville de Salford en Angleterre a réalisé une campagne de sensibilisation dans ce domaine : "Ramassez ou Payez" (*Pick up or Pay*), rendant passible d'une amende de £50 toute personne surprise à jeter des détritus sur la voie publique (http://www.salford.gov.uk/living/rubbish/streetcleaning/pickuporpay.htm). Les limites entre ces différents instruments ne sont pas très nettes. La sanction réglementaire peut passer par une sanction économique.

Réduction du caractère collectif du bien

Un premier moyen est de réduire le caractère collectif du bien soit en réduisant la taille du groupe bénéficiaire du bien collectif, soit en associant à ces biens collectifs des bénéfices privés.

(i) La production de biens publics locaux ou de biens de club favorise la coopération. Par exemple, Jolivet et Aknin (2000) après avoir montré les insuffisances du modèle néoclassique pour traiter de la consommation soutenable proposent de recourir à la théorie des clubs de Buchanan (1965) afin de prendre en compte les processus de coopération dans la fourniture du bien collectif (possibilité d'exclusion, confiance à travers les processus d'apprentissage). Ils appliquent leur analyse aux réseaux de partage de biens durables au sein d'une communauté. La question est alors de déterminer la taille optimale du groupe car plus la taille du groupe augmente et plus les bénéfices individuels diminuent mais plus les coûts individuels diminuent. Il s'agit d'un arbitrage entre coût et bénéfices individuels. L'application à la fourniture de biens d'environnement à travers le mécanisme privé des achats consisterait alors en la promotion d'écolabels d'application locale permettant de réduire la taille des groupes et d'échapper aux problèmes des groupes latents. Par exemple, un écolabel aux Etats-Unis vise à promouvoir les productions locales respectueuses de l'environnement (*be a local hero*). Il est probable que l'aspect local joue à la fois sur le caractère tangible de l'amélioration environnementale et la possibilité d'avoir un contrôle sur les bénéficiaires du bien public.

(ii) Un autre moyen est d'associer des bénéfices privés aux bénéfices environnementaux. On retrouve ici la proposition de l'analyse de la figure II.4.2. Olson (1978) a formulé cette proposition sous deux critères. Pour lui, il doit exister un mécanisme d'incitation sélectif à la contribution au bien public : soit par la récompense soir l'absence de sanction des contributeurs.

> "Seule une *incitation indépendante et 'sélective'* peut pousser un individu raisonnable dans un groupe latent à agir dans l'intérêt du groupe. Dans de telles circonstances, une action de groupe ne peut être obtenue que grâce à une incitation qui n'opère pas comme dans le cas du bien collectif sur le groupe tout entier, sans discrimination mais plutôt *sélectivement*, de manière que ceux qui n'adhèrent pas à l'organisation travaillant dans l'intérêt du groupe ou qui d'une manière ou d'une autre ne contribue pas à défendre ses intérêts puissent être traités différemment de ceux qui le font. Ces 'incitations sélectives' peuvent être soit négatives, soit positives en ceci qu'elles peuvent être coercitives (pénalisant ceux qui refusent de supporter un part fixée du coût) ou encourageante (récompensant ceux qui agissent dans l'intérêt du groupe)"
>
> Olson (1978, p.73-74)

L'association d'un bénéfice personnel sélectif permet de favoriser la coopération dans la fourniture de biens publics, introduisant un mécanisme d'exclusion. Dans la section suivante, nous montrons que cette stratégie est adoptée par les firmes au niveau de l'éco-étiquetage agro-alimentaire à la fois

comme réducteur du caractère collectif des attributs environnementaux et comme réducteur de coûts d'information sur les attributs. Le bien privé associé sert alors de *proxy* (indicateur), économisant les coûts de mesure (Barzel, 1982). L'application aux produits agro-alimentaires est que des caractéristiques privatives (goût, santé) peuvent être associées aux caractéristiques environnementales des produits, lien préexistant dans l'esprit du consommateur ou entretenu par l'éco-étiquetage, comme nous l'examinons dans la suite. C'est ce lien que nous souhaitons déterminer dans l'expérience que nous menons dans la partie III. De plus, nous avons vu dans le chapitre 2 que les attributs facilement vérifiables tels que le goût peuvent servir de *proxy* pour les attributs de croyance. Ainsi adopter une approche multi-attribut permet d'atténuer les obstacles informationnels et ceux dus au caractéristiques environnementales.

Répétition de l'interaction

L'une des solutions souvent évoquée dans la théorie pour dépasser les deux problèmes, d'assurance et de *free riding*, est celle du "Donnant - Donnant" (*tit-for-tat)* (Axelrod, 1984). Il s'agit d'un dilemme du prisonnier répété. La coordination des agents est favorisée par le fait que chaque violation d'une coopération est susceptible d'entraîner une sanction, et donc une baisse de profits futurs. La probabilité qu'une coopération s'établisse est assez élevée, surtout lorsque la fin du jeu est inconnue. Le jeu suppose l'interaction de plusieurs consommateurs identiques sur plusieurs périodes, et la révélation d'information après l'achat. Ces deux hypothèses ne correspondent pas à notre cadre d'analyse.

Contrats d'assurance

Il s'agit ici de répondre au problème d'assurance. L'équilibre coopératif était difficilement atteint du fait de l'absence de garanties sur le niveau de contribution des autres. La solution consistera à donner une assurance au consommateur que sa contribution ne sera pas perdue et que le bien public sera bien fourni (Schmidtz, 1991 ; Wiener et Doescher, 1991). Dans le cas de l'écolabellisation des produits, les achats publics peuvent jouer un rôle de signal par les volumes achetés. L'Ecolabel Européen en a d'ailleurs fait un objectif majeur. Le problème d'assurance peut aussi être résolu par tout signal visant à rendre tangible l'amélioration environnementale. Par exemple, sur l'étiquette d'une eau minérale soutenant une initiative de replantation d'arbre, il est donnée la possibilité de suivre les résultats de l'opération sur un site internet. Même si le consommateur ne consulte pas le site, le fait qu'il sache qu'il en a la possibilité suffit à parfois à augmenter l'efficacité du marché.

Remise en cause de l'hypothèse de rationalité

Bien sûr les prédictions du passager clandestin et du problème d'assurance reposent sur des hypothèses sur le comportement individuel. Or, dans la réalité, le relâchement de ces hypothèses peut mener à des formes de coopération basée sur d'autres ressorts. Par exemple, la coopération peut émerger du fait de l'altruisme des agents, ou du fait qu'ils se laissent guider par des normes morales. Prouteau (1999) fournit une analyse simple et intéressante de l'altruisme (tableau II.4.7). L'altruisme n'est efficace qu'à partir d'un certain degré. Si on considère que chaque joueur accorde une importance α aux gains de l'autre et donc une importance $(1-\alpha)$ à ses gains, alors la matrice des gains devient:

		joueur 2	
		défection	*coopération*
joueur 1	*défection*	(P, P)	$((1-\alpha)T+\alpha N, (1-\alpha)N+\alpha T)$
	coopération	$((1-\alpha)N+\alpha T, (1-\alpha)T+\alpha N)$	(R, R)

Les gains des joueurs sont représentés entre parenthèses: (gain du joueur 1, gain du joueur 2)
R : Récompense, P : Punition, T : Tentation, N : Naïveté

Tableau II.4.7: dilemme du prisonnier avec altruisme: matrice des gains (Prouteau, 1999)

La stratégie dominante deviendra coopérative si $R> (1-\alpha)T+\alpha N$ et si $P< (1-\alpha)N+\alpha T$. On montre que cette stratégie devient dominante pour $\alpha > \max[(T-R)/ (T-N);(P-N)/(T-N)]$. Un degré au delà d'un certain seuil α d'altruisme peut donc faire émerger la coopération.

L'économie expérimentale a apportée un éclairage intéressant concernant les hypothèses de comportement quant à la contribution dans un jeu de bien publics (tableau II.4.8).

Variables	Description	Effets
Variables d'environnement		
Rendement marginal	Bénéfice marginal individuel du bien public par rapport au bien privé.	++
Nombre	Nombre de sujets dans le groupe.	00
Répétition	Itération du jeu de contributions à un bien public avec les mêmes sujets. (jeu du dilemme du prisonnier répété)	- -
Sexe		0
Symétrie	Les sujets ont tous les mêmes gains.	+
Seuils	Le bien public n'est fourni qu'à partir d'un certain seuil.	+
Variables de système		
Croyances	Les sujets ont des croyances sur le comportement coopératif des autres individus.	+
Formation économique	Les sujets ayant une formation en économie ont tendance à moins contribuer.	- -
Expérience	Les sujets sélectionnés ont déjà participé à un jeu de contributions à un bien public.	- -
Identification au groupe	A gains individuels égaux, les sujets préfèrent investir dans un bien public qui sera fourni à leur groupe plutôt qu'à un autre.	+
Apprentissage	Les sujets apprennent quelle est leur stratégie dominante après quelques périodes.	0
Altruisme, Souci de justice		?
Variables de conception du protocole		
Communication	Possibilité pour les sujets de communiquer avant le jeu.	++
Remboursements	Les contributions sont remboursées lorsque l'ensemble des contributions n'atteint pas le seuil de fourniture du bien public.	+
Unanimité	Les sujets annoncent leurs contributions au bien public. Puis, un vote à l'unanimité est réalisé pour savoir si les contributions seront réellement versées.	-
Persuasion morale	Les sujets cherchent à faire ce que veut l'expérimentateur.	?

+ : augmentation, 0 : pas d'effet, - : diminution, ? : les travaux actuels ne permettent pas de tirer des conclusions, un double symbole montre que l'effet est fort et apparemment réplicable, un simple symbole (autre que ?) montre que l'effet existe mais est faible et difficile à reproduire.

Tableau II.4.8 : Effets de diverses variables sur le niveau de contribution individuelle à un bien public (d'après Ledyard, 1995)

Cette analyse succincte des différentes solutions, avec une application aux écoproduits, n'a pas pour ambition l'exhaustivité. Nous avons néanmoins mis en évidence deux points importants : l'association de bénéfices privés peut permettre une fourniture plus efficace d'attributs environnementaux et l'utilisation de moyens pour rendre les bénéfices environnementaux plus perceptibles.

Pour Ostrom (1990), les agents privés mettent en œuvre des stratégies leur permettant de favoriser leur coordination au moindre coût. Dans la section suivante, nous proposons un cadre d'analyse original combinant à la fois les obstacles informationnels et les obstacles dus au caractère public des attributs environnementaux. Nous réalisons ensuite une analyse des stratégies des firmes afin de déterminer les types d'institutions mises en œuvre par les firmes.

D. CROISEMENT OBSTACLES INFORMATIONNELS ET PROBLEMES DES BIENS PUBLICS[155]

La prise en compte de l'un des deux problèmes, en omettant l'autre peut aboutir à un échec de la stratégie d'éco-différenciation des produits. Dans le tableau II.4.9, nous croisons les problèmes informationnels (examinés dans les chapitres 1 et 2) et les problèmes liés à la nature collective des attributs environnementaux. Garantir une efficacité maximale de la transaction nécessitera de fournir une caractéristique de recherche avec bénéfices privés. Les implications pour les programmes d'éco-différenciation via l'éco-étiquetage sont importantes, puisque l'efficacité de ces derniers est soumise à leur capacité à prendre en compte simultanément les deux types de problèmes et à apporter des mécanismes atténuateurs correspondants. Cette transformation des propriétés naturelles des attributs environnementaux visant à les transformer en attributs de recherche privés correspond à la cellule grisée du tableau II.4.9.

Types d'attributs	Attributs de recherche	Attributs d'expérience	Attributs de croyance
Attributs collectifs	Matériau d'emballage	Volume de déchets – Compressibilité de l'emballage	Processus respectueux de l'environnement
Attributs privés	Aspect d'une pomme	Goût d'une pomme	Attributs sanitaires (teneurs en pesticides) d'un fruit

Tableau II.4.9 : Croisement des dimensions collectives et informationnelles des attributs environnementaux

Après cette analyse théorique, nous présentons une étude empirique montrant comment les éco-étiquetages présents sur les écoproduits agro-alimentaires tentent d'atténuer les problèmes informationnels et ceux dus à la nature collective caractérisant les attributs environnementaux.

L'objectif de notre étude empirique est d'étudier comment l'éco-étiquetage présent sur les produits agro-alimentaires prend en compte les différents obstacles que nous avons précédemment analysés, en l'occurrence le risque de confusion, les enjeux liés à la distribution asymétrique d'information et aux capacités cognitives limitées des consommateurs et les barrières liées la nature collective des attributs environnementaux. Etant donné le caractère prospectif et limité de cette étude, toutes les interprétations et éventuelles généralisations nécessitent d'être considérées avec prudence.

Etant donnée l'exclusion des produits agro-alimentaires des écolabels officiels français ou européens, nous avons focalisé notre étude sur l'éco-étiquetage privé. Afin de ne pas biaiser notre étude et pour

[155] Cette section a été rédigée en collaboration avec Gilles Grolleau dans Bougherara et Grolleau (2003).

tenir compte des arguments mentionnés ci-dessus, nous avons étudié les allégations présentes sur les produits biologiques, mais sans les inclure dans notre analyse. Nous avons sélectionné trois catégories de produits peu ou pas transformés, c'est-à-dire le lait, les salades IV^{e} gamme, et les eaux en bouteilles. Au moins, quatre éléments ont orienté notre choix vers ces trois catégories de produits : (1) Nous souhaitions prendre en compte un produit alimentaire d'origine non-agricole, en l'occurrence l'eau. De plus, nous souhaitions avoir un produit d'origine animale et un autre d'origine végétale. (2) Plusieurs études empiriques (Hartman, 1997) et rapports d'expert ou articles (IATP, 1998[156] ; Granastein, 2000 ; Grolleau, 2000) rapportent que les consommateurs sont d'autant plus sensibles aux attributs environnementaux que les produits sont faiblement transformés. Par exemple, le rapport de l'IATP (1998) rapporte que :

> "les impacts de ces programmes [d'écolabellisation] ont été les plus importants dans les légumes et les fruits, lesquels jouissent d'un meilleur écho chez les consommateurs parce qu'ils sont principalement consommés dans une forme non-transformée et sont perçus comme présentant un risque supérieur en termes de résidus de pesticides"
>
> Hartman (1997)

L'étude du Hartman Report montre que les catégories de produits, objet d'une demande d'écolabellisation essentiellement sur des produits peu transformés (tableau II.4.10).

Types de produits et classement	Pourcentage de personnes classant cette catégorie de produits en 1ère ou en 2ème place par rapport à la nécessité de l'éco-étiqueter
1. Fruits et légumes frais	60 %
2. Viande	45 %
3. Volailles	24 %
4. Produits laitiers	22 %
5. Produits de la mer et aliments congelés	< 20 %
6. Jus de fruits	< 10 %

Tableau II.4.10 : Classement des produits en fonction de la nécessité de les éco-étiqueter selon les consommateurs (Source des données : Hartman, 1997[157])

De plus, des revues exhaustives des produits inclus dans certains programmes d'éco-étiquetage tendent à étayer cette assertion[158]. (3) Nous souhaitions disposer de produits vendus avec un aspect

[156] IATP, 1998, *Private Incentives for IPM in the the Upper Midwest : Where Are They and How Much Are They Worth ?* Rapport disponible sur le site : http ://www.pesp.org/1998/iatp98.htm (visité le 15/09/02)

[157] Hartman, H., 1997, *Eco-labels : The Key to Consumer Support*, report prepared for the Food Alliance, Bellevue, Washington.

[158] Nous avons notamment examiné la liste des produits agro-alimentaires inclus dans l'écolabel officiel Milieukeur (liste disponible sur le site : htttp ://www.milieukeur.nl/english/) et dans l'écolabel promu par l'association The Food Alliance (liste disponible sur le site : http ://www.thefoodalliance.org) où la grande majorité des produits sont des fruits, des légumes, des fleurs (pour Milieukeur) et des produits animaux peu transformés (lait, viande). Quelques produits peu transformés comme le pain ou le beurre font également partie de certaines listes.

relativement uniforme, notamment au niveau de la disponibilité et de l'étiquetage d'un point de vente à l'autre, d'où la non-prise en compte de certaines catégories comme les fruits et légumes en libre service. (4) Les moyens financiers et humains disponibles nécessitaient des choix raisonnés et limités dans le temps et l'espace.

Bien que notre choix se soit restreint à ces trois catégories de produits, nous avons constaté la présence d'éco-étiquettes sur d'autres catégories de produits, comme les céréales, le pain et le thon en conserve. Notre étude[159] s'est déroulée sur environ deux semaines, du 26 mai au 7 juin 2002 sur une sélection de points de vente de l'agglomération dijonnaise. Nous avons d'abord identifié les 10 plus grands points de vente, puis nous avons supprimé les doublons. En effet, il nous a semblé probable que les points de vente de la même enseigne proposent des produits identiques. Nous avons ajouté à cette liste plusieurs enseignes de "hard discount"[160]. Nous avons examiné *in situ* l'ensemble des produits de chaque catégorie et acheté tous les produits portant des étiquettes se référant à l'environnement pour une étude plus approfondie ultérieure. Les résultats présentés ici sont des résultats agrégés que nous exposons (1) en distinguant les étiquettes faisant référence au "milieu préservé" et celles relatives à la "préservation de l'environnement", (2) en montrant comment les étiquettes relatives à la préservation de l'environnement atténuent les obstacles informationnels, les problèmes liés à la nature collective et aux capacités cognitives limitées des individus. A partir des éléments donnés dans les chapitres 1 et 2 de cette partie, les dispositifs atténuateurs repérés dans la pratique correspondent à l'association de bénéfices privés pour diminuer les effets générés par la nature collective des attributs environnementaux, l'association d'attributs d'expérience et/ou la certification par tierce partie pour les asymétries d'information et la présence d'un logo ou d'un signe permettant de repérer le produit et d'éviter certains effets de surcharge informationnelle et de traitement cognitif.

Parmi les éco-étiquettes collectées, nous indiquons dans le tableau II.4.11 celles qui se réfèrent à un milieu préservé et/ou celles qui se réfèrent à des efforts visant à préserver l'environnement, en référence à l'analyse du chapitre2 de la partie II.

[159] Cette étude a été réalisée en collaboration avec Gilles Grolleau et un groupe d'élèves ingénieurs de l'ENESAD.

[160] Sur la sélection des points de vente, voir l'article "Un environnement commercial tendu" dans *Points de Vente* du 15 mars 2000, n° 800 : 26-27.

Type et marque des produits	Référence au milieu préservé	Référence aux efforts de préservation de l'environnement
LAIT		
Lactel vitamine D		✓
Carrefour Montagne	✓	✓
Candia Grandlait	✓	
SALADE		
Les Crudettes		✓
Terre et Saveur		✓
Florette		✓
Bonduelle		✓
Saint-Eloi	✓	
EAU en BOUTEILLE		
Thonon		✓
Chaudfontaine	✓	
Volvic		✓
Fiée des Lois	✓	
Valvert		✓
Cora	✓	
Chambon	✓	

Tableau II.4.11 : Références au milieu préservé et/ou aux efforts de préservation de l'environnement sur les éco-étiquettes agro-alimentaire

Outre les produits issus de l'agriculture biologique qui comportent souvent une référence explicite à l'environnement, de nombreux autres produits des catégories précitées sont porteurs d'allégations environnementales. S'agissant pour certains d'entre eux de marques nationales ou de marques de distributeurs, il est possible d'en déduire que ces éco-étiquettes sont largement présentes sur le territoire national. Les allégations environnementales se réfèrent soit à un milieu préservé, soit aux efforts consentis pour préserver l'environnement et plus rarement aux deux aspects. Afin d'approfondir la réalité de ce risque de confusion, un protocole d'enquête consommateur est envisageable.

Qu'en est-il de la propension des éco-étiquettes à atténuer les obstacles mentionnés précédemment ? Les résultats de nos traitements sont indiqués dans le tableau II.4.12

Type de produits et marques	Source des défaillances du marché et mécanismes atténuateurs correspondants			
	Nature collective	**Asymétrie d'information**		**Surcharge d'information**
	Association de bénéfices privés	Association d'attributs d'expérience	Certification par tierce partie	Logo ou signe
LAIT				
Lactel vitamine D	✓		✓	✓
Carrefour Montagne				✓
Candia Grandlait	✓	✓	✓	
SALADE				
Les Crudettes	✓	✓	✓	✓
Terre et saveur	✓	✓		✓
Florette	✓			✓
Bonduelle				✓
Saint-Eloi	✓	✓		
EAU				
Thonon				✓
Volvic				✓
Chaudfontaine	✓			
Fiée des Lois	✓			
Valvert	✓	✓		✓
Cora	✓			✓
Chambon	✓			

Tableau II.4.12 : Mécanismes atténuateurs des barrières liées aux propriétés économiques des attributs environnementaux des produits agro-alimentaires

Concernant la nature collective des attributs environnementaux, la plupart des éco-étiquettes promettent la réalisation de bénéfices privés, notamment en termes de goût, de fraîcheur et de qualité sanitaire. Ce résultat converge avec ceux de plusieurs autres études empiriques, notamment des enquêtes consommateurs (Wandel et Bugge, 1997 ; Johanson et al., 1999 ; Søndergaard, 1999[161]). Par exemple, l'enquête consommateur de Søndergaard (1999, pp. 5-6) sur les écoproduits poissonniers montre que :

> "les raisons les plus importantes pour l'achat de écoproduits alimentaires sont : les écoproduits alimentaires sont perçus comme étant des produits de qualité supérieure et possédant une meilleure qualité gustative et une meilleure qualité sanitaire que les produits alimentaires conventionnels. L'étude montre que les consommateurs sont intéressés par les conséquences personnelles positives du fait de manger des produits de meilleure qualité et en particulier de meilleure qualité sanitaire. Les autres critères environnementaux associés sont considérés comme de moindre importance (…) Par conséquent, un marquage écologique, devrait outre le critère environnemental, inclure également des critères de qualité comme la qualité sanitaire ou la fraîcheur"
>
> Søndergaard (1999, pp. 5-6)

Par rapport aux obstacles informationnels, la plupart des éco-étiquettes associent des attributs d'expérience à la réalisation des promesses d'ordre environnemental. Ces attributs d'expérience recoupent en partie ceux qui constituent des bénéfices privés atténuant la nature collective des attributs environnementaux, comme le goût ou la fraîcheur. Le mécanisme de certification par tierce partie n'est

[161] Søndergaard, HA., 1999, Consumer Attitudes Towards Sustainaible Fishing and Ecological Fish, *MAPP Newsletter*, 8 : 5-6.

indiqué que sur quelques produits, en l'occurrence trois, dont l'un où les promesses environnementales de l'allégation sont nettement plus larges que les caractéristiques, objectivement vérifiées dans le cadre de la certification. Le cas de l'eau est un peu particulier. En effet, nombre d'étiquettes associent leurs allégations environnementales à des qualités sanitaires du type "sans nitrates". Ces qualités sanitaires sont en outre l'objet d'un étiquetage obligatoire mentionnant les teneurs en minéraux et en oligo-éléments. Si l'on considère que cette étiquetage obligatoire transforme ces attributs de croyance comme l'absence de nitrates en attributs de recherche (Caswell et Modjuszka, 1996), alors ces éco-étiquettes comprennent un mécanisme d'atténuation des coûts de mesure.

Le troisième élément étudié se rapporte aux capacités cognitives limitées des individus et à la nécessité de les économiser. La présence d'un logo ou d'un signe servant à résumer des informations plus détaillées et complexes et indiquant que le produit présente un avantage quelconque par rapport à l'environnement est considéré comme un mécanisme économiseur de capacités attentionnelles des individus. Par exemple, Karl et Orwat (1999, p. 113) soutiennent que la compréhension d'une éco-étiquette sur le point de vente est un pré-requis essentiel pour la réussite [d'une stratégie d'éco-étiquetage] qui est mieux effectuée grâce à signe simple". La présence d'un tel signe, résumé d'informations dans une forme claire et facilement accessible aux consommateurs n'implique pas nécessairement l'absence d'informations plus détaillées, comme c'est le cas de certains produits étudiés. Une partie importante des allégations étudiées comportent un signe qui peut être perçu comme un repère facilitant l'expression des choix des consommateurs, lui évitant de s'engager dans des procédures onéreuses de recherche et de traitement d'une surabondance d'information (Karl et Orwat, 1999 ; Beales et al., 1981).

Bien que cet élément ne soit pas l'objectif de notre étude, nous avons constaté que l'ensemble des éco-étiquettes trouvées sur les produits agro-alimentaires provenaient des producteurs au sens large. L'absence d'éco-étiquettes promus ou cautionnés par des acteurs issus de la société civile semble constituer une différence importante par rapport au contexte nord-américain, où les associations environnementales et consuméristes semblent plus impliquées dans ce type de démarches. L'intervention de ce type d'acteurs sur les mécanismes marchands constitue selon nous une perspective de recherche intéressante, ces organismes étant soumis à une tension entre une forme de collaboration avec les producteurs et le maintien de leur crédibilité et de leur légitimité, parfois basée sur des stratégies dénonciatrices et contestataires.

CONCLUSION ET HYPOTHESES DE TRAVAIL

Nous avons montré que le caractère collectif des attributs environnementaux des écoproduits agro-alimentaires pouvait nuire à l'efficacité des programmes d'écolabellisation, venant en cela renforcer les obstacles liés à l'information. Néanmoins, plusieurs dispositifs ont été repérés afin de réduire les obstacles liés à la nature publique des attributs environnementaux. L'un d'eux, qui apparaît comme le plus pertinent à la fois dans notre argumentation théorique et dans notre recherche exploratoire est d'associer aux caractéristiques environnementales, d'autres types de caractéristiques. En effet, ces caractéristiques associées peuvent à la fois réduire les coûts d'information et réduire les coûts dus aux caractère public des attributs environnementaux. Les liens entre les différentes caractéristiques des biens est très complexe et fonction des croyances des individus, des messages portés par les produits qui comme nous l'avons vu allient santé, goût et environnement.

Partie III

Détermination et caractérisation des consentements à payer pour des écoproduits alimentaires

L'un des fondements de l'écolabellisation, en tant qu'instrument de préservation de l'environnement, est l'existence, chez le consommateur, d'une préférence pour les écoproduits, voire d'un consentement à les payer plus cher. L'analyse menée dans la partie II l'a désignée comme un défi majeur posé par l'écolabellisation au niveau du consommateur. Nous revenons notamment à notre questionnement sur la nature de la contribution du consommateur lors de l'achat d'écoproduits. Le consentement à payer correspond-t-il à une contribution pour un bien public ou un bien privé ? Nous appliquons notre analyse aux produits agro-alimentaires. Dans le chapitre 5 de la partie I, nous avons analysé les raisons d'exclusion de ces produits du dispositif d'écolabellisation. L'une de ces raisons est la confusion possible entre qualités sanitaire et gustative des aliments d'une part, et qualité environnementale d'autre part. Par ailleurs, des rapports d'experts évoquent l'existence de ce lien dans l'esprit du consommateur. La partie II a montré que l'éco-étiquetage, lui-même conçu par les vendeurs, joue sur cette confusion et l'entretient.
Pour déterminer le lien entre les caractéristiques privatives des écoproduits et leurs caractéristiques publiques, nous avons réalisé une expérience d'évaluation de jus d'orange aux caractéristiques environnementales variables. L'objectif de l'expérience était double. D'une part, il s'agissait de déterminer l'existence ou non d'un consentement à payer pour des écoproduits et d'en analyser les déterminants. D'autre part, si ce consentement à payer existe, nous souhaitions déterminer quelle part correspond à une contribution pour des caractéristiques plutôt privatives du produit.

Cette partie est structurée en 3 chapitres. Le chapitre 1 présente les méthodes expérimentales d'évaluation des biens dans une logique comparative mais aussi en les replaçant par rapport aux autres méthodes d'évaluation des biens, notamment publics. Il nous permet d'introduire la méthode que nous avons utilisé : la procédure BDM. Dans le chapitre 2, nous exposons les choix réalisés dans cette expérience, en matière de protocole expérimental, de déroulement de l'expérience ainsi qu'une revue de la littérature sur les déterminants des consentement à acheter ou à payer pour des écoproduits alimentaires. Enfin, le chapitre 3 présente l'analyse statistique et économétrique des résultats de l'expérience de mesure et de caractérisation des consentements à payer.

Chapitre 1

L'évaluation des biens par l'économie expérimentale

> "I am inclined to offer Mr Vieweg from Berlin an epic poem, *Hermann and Dorothea*, which will have approximately 2000 hexameters... Concerning the royalty we will proceed as follows: I will hand over to Mr. Counsel Böttiger a sealed note which contains my demand, and I wait for what Mr. Vieweg will suggest to offer for my work. If his offer is lower than my demand, then I take my note back, unopened, and the negotiation is broken. If, however, his offer is higher, then I will not ask for more than what is written in the note to be opened by Mr. Böttiger."
>
> Goethe (lettre du 16/01/1797)[162]

La détermination de la valeur des attributs environnementaux se révèle particulièrement utile : elle peut permettre (i) de fixer les prix des produits mis sur le marché, et (ii) de guider les choix en matière de fixation du niveau des critères environnementaux d'un écolabel, dans la logique de mettre en regard les coûts de mise en conformité avec les critères environnementaux subis par les firmes, et leurs bénéfices en terme de consentement à payer des consommateurs ou de parts de marché. Nous souhaitons, dans ce chapitre, situer les méthodes expérimentales de révélation des préférences pour des biens. Cela nous permet de présenter la méthode expérimentale de révélation des consentements à payer pour des écoproduits alimentaires, employée dans les chapitres suivants. Etant donnée la nature de la caractéristique des biens que nous désirons évaluer, avec des dimensions à la fois privées et publiques, nous nous intéressons ici aux méthodes d'évaluation des biens privés et publics. Nous n'avons pas cherché l'exhaustivité dans la présentation des diverses méthodes et des théories économiques sous-jacentes, mais plutôt à rappeler les méthodes plus classiques d'évaluation des biens afin de situer les méthodes expérimentales par rapport à elles. Ainsi, leurs atouts mais aussi leurs limites seront mis en exergue.

Le chapitre comprend trois sections. La section A introduit une vision d'ensemble de l'évaluation des biens privés et publics et les particularités de ces derniers, qui nécessitent de faire appel à des mesures basées soit indirectement sur le marché, soit hors marché. Les méthodes d'évaluation des biens publics, les préférences révélées et déclarées, sont développées dans la section B. Enfin, la section C analyse les mécanismes d'incitation à la révélation des préférences par les méthodes expérimentales.

[162] Cité par Moldovanu et Tietzel (1998).

Celles-ci sont essentiellement constituées par les enchères au sens large. Les études d'évaluation de produits alimentaires, qui nous intéressent directement, se sont concentrées sur les enchères de Vickrey et la procédure BDM. Nous nous focalisons donc sur leurs caractérisations et leurs comparaisons, de manière théorique et à l'aide d'études expérimentales relativement récentes.

A. UNE VUE D'ENSEMBLE DES METHODES D'EVALUATION DES BIENS

Nous présentons les diverses méthodes susceptibles d'être utilisées lors de l'évaluation de biens privés ou publics. Du fait de leur rapport au marché, les biens publics ont des spécificités que nous devons souligner.

a. Les méthodes d'évaluation des biens privés et publics

Le tableau III.1.1 dresse une typologie des méthodes d'évaluation des biens. Nous croisons deux variables. D'une part, le bien évalué peut être de nature *privée* ou *publique*. Cette dichotomie est bien sûr schématique puisque la plupart des biens sont, dans la réalité, des biens mixtes. D'autre part, l'évaluation peut se baser de manière directe ou indirecte sur le *marché*, utiliser des *méthodologies d'enquêtes* auprès des individus ou des *méthodes expérimentales*. Les différentes méthodes ne sont bien sûr pas cloisonnées dans la réalité et elles sont bien souvent combinées pour pouvoir déterminer les préférences de manière qualitative et quantitative.

L'évaluation se base sur…	**Biens privés**	**Biens publics**
…le marché	Prix du marché Suivi de panels de consommateurs	Méthodes indirectes d'évaluation des biens d'environnement
…des enquêtes directes ou des groupes de discussion	Etude de marché	Evaluation contingente
…l'expérimentation	Analyse conjointe Enchères expérimentales Magasins expérimentaux	Analyse conjointe Enchères expérimentales

Tableau III.1.1 : Une typologie des méthodes d'évaluation des biens

Les valeurs qu'attribuent les individus à des biens privés transparaissent sur le marché à travers la rencontre de l'offre et de la demande, qui détermine une quantité et un prix d'équilibre. Cependant, dans certaines conditions, d'autres méthodes peuvent être nécessaires. En effet, dans les phases de développement d'un produit (le produit n'est pas encore mis en vente), des études de marché peuvent être réalisées à travers des enquêtes ou des expériences de mesure de consentements à payer en

laboratoire. Ces deux dernières méthodes offrent aussi l'avantage de permettre de faire varier et de contrôler plus ou moins le contexte dans lequel a lieu l'estimation.

En ce qui concerne les biens publics, les méthodes indirectes d'évaluation des biens d'environnement s'appuient sur un bien privé intermédiaire pour lequel un prix de marché existe et dont on peut dériver une valeur pour l'environnement. La méthode d'évaluation contingente, méthode directe d'évaluation de l'environnement, recourre à des enquêtes auprès des individus. Elle a l'avantage par rapport aux méthodes indirectes de permettre la mesure de valeurs, autres que les valeurs d'usage de l'environnement. Enfin, les méthodes expérimentales peuvent aussi être utilisées dans l'évaluation des biens publics.

Du fait de notre étude des caractéristiques environnementales, nous nous intéressons, à présent, à l'évaluation de l'environnement en tant que bien public.

b. Donner un prix à l'environnement

Pendant longtemps, dans le calcul économique, l'environnement n'a pas eu de prix, aux deux sens du terme (Bontems et Rotillon, 1998). (i) L'environnement a été considéré comme un bien de valeur inestimable, pour lequel donner un prix revient à enlever au bien toute sa valeur[163]. Cette vision a longtemps dominé les analyses sur la valeur de l'environnement. Elle est toujours partagée par certains comme Sagoff (1988, pp.87-88), pour qui, donner un consentement à payer pour l'environnement revient à la situation où un juré rend un jugement à travers son consentement à payer pour tel ou tel verdict, plutôt qu'à travers une décision prise, en son "âme et conscience", après avoir entendu l'ensemble des éléments nécessaires à son jugement. Pour cet auteur, donner un prix à l'environnement revient à commettre une erreur de catégorie, telle que dire que "la racine carrée de 2 est égale à bleu" (pp.92-99). Dans ce cas, l'environnement et la valeur qui s'y rattache, constituent en partie un domaine d'action politique et non marchand. (ii) En économie, l'environnement a aussi, bien souvent, une valeur nulle. L'environnement et les ressources naturelles sont considérés comme des "dons de la nature" et leur dégradation correspond à une atteinte à cette dotation initiale gratuite, essentiellement du fait de l'absence de définition des droits de propriété.
Dans les deux cas, l'absence de prix des biens d'environnement a contribué à leur dégradation. Les décisions d'allocation des ressources pour une production donnée et les choix technologiques étant

[163] La littérature montre que lorsque les individus ont le sentiment d'agir pour une "bonne cause" leur contribution peut diminuer lorsqu'on leur offre une rémunération pour leur action. Ce comportement a été observé dans le cas du don du sang (Bowles, 1998 ; Seabright, 2002).

largement basés sur une analyse des coûts et des bénéfices de différentes alternatives, il est apparu nécessaire de faire peser les coûts infligés à l'environnement ainsi que les bénéfices environnementaux d'un projet dans les analyses. D'où, une réflexion sur la valeur de l'environnement, celle-ci n'étant pas déterminée explicitement par le marché.

Il est à souligner que cette vision de décisions prises par l'entreprise, les pouvoirs publics, etc., en prenant en compte les effets sur l'environnement, se heurte à la réalité, où les évaluations environnementales sont souvent faites *ad hoc* pour justifier un projet (Garrod et Willis, 1999, p. 12).

c. Les valeurs de l'environnement

Comme on l'a vu, la valeur économique d'un bien environnemental ne peut se résumer à la valeur d'usage mais comprend un ensemble de valeurs que le tableau III.1.2 tente de résumer (Bontems et Rotillon, 1998).

<table>
<tr><th></th><th>Présente</th><th colspan="2">Future</th></tr>
<tr><th></th><th></th><th>pour l'individu</th><th>pour les générations futures</th></tr>
<tr><td>Usage</td><td>Valeur d'usage</td><td>Valeur d'option</td><td rowspan="2">Valeur de legs</td></tr>
<tr><td>Non usage</td><td colspan="2">Valeur d'existence</td></tr>
</table>

Tableau III.1.2 : Les valeurs de l'environnement

La valeur d'usage représente la valeur présente, pour l'individu lui-même, de l'usage de l'environnement. Cette même valeur, cette fois-ci future, constitue la valeur d'option. Elle correspond pour l'agent, au fait, de laisser des options pour un usage futur à son bénéfice. La valeur de non-usage correspond essentiellement à la valeur d'existence. Cette valeur exprime l'attachement de l'individu à la préservation du bien indépendamment de ses usages présents ou futurs. Enfin, la valeur de legs s'exprime à travers le désir de l'individu de transmettre un environnement non dégradé aux générations futures. La valeur économique totale d'un bien d'environnement est la somme des différentes valeurs.

B. LES METHODES D'EVALUATION DES BIENS D'ENVIRONNEMENT[164]

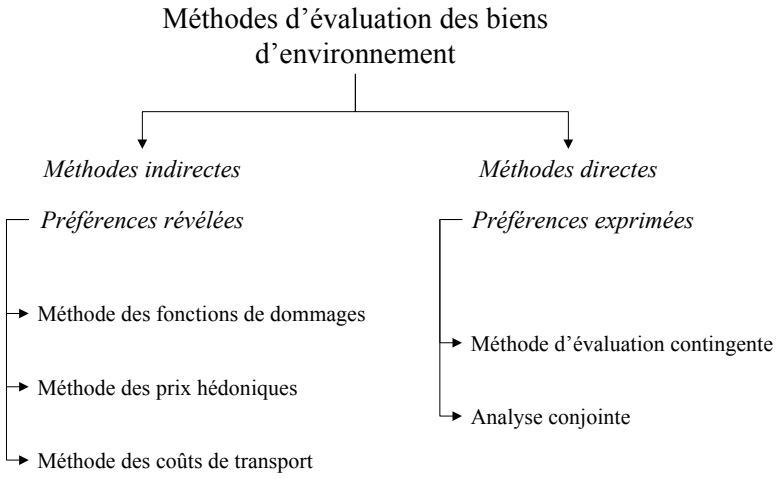
[164] Cette section est basée sur Garrod et Willis (1999), Bontems et Rotillon (1998), Mattousi et Baranzini (1998) et Faucheux et Noël (1995).

La nécessité de prendre en compte l'environnement dans l'analyse des coûts et bénéfices de projets ou l'évaluation des dommages causés à l'environnement, a conduit à élaborer des méthodes d'évaluation des biens environnementaux. Les deux types de méthodes d'évaluation, préférences révélées ou exprimées, sont développées, ce qui nous servira de base pour introduire les méthodes expérimentales.

a. Préférences révélées et préférences déclarées

On distingue deux types de méthodes d'évaluation : les méthodes indirectes ou méthodes de préférences révélées et les méthodes directes ou de préférences exprimées ou déclarées. Les méthodes indirectes consistent à évaluer la valeur de l'environnement, à travers la valeur sur le marché d'autres biens qui eux, sont privés. Les méthodes directes interrogent directement les individus concernant la valeur qu'ils attribuent à l'environnement.

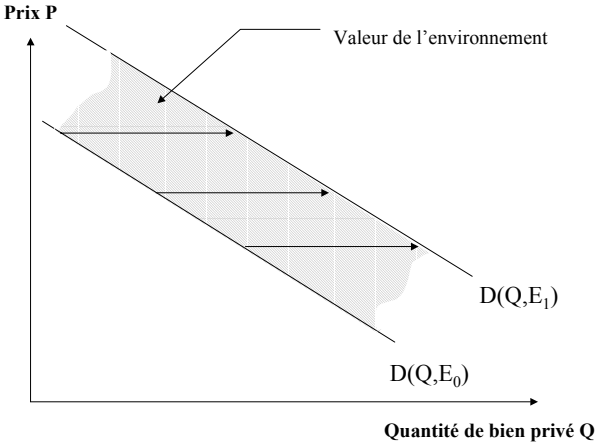
Figure III.1.1 : Les méthodes d'évaluation des biens d'environnement



b. Les préférences révélées

Dans leur principe, les méthodes des préférences révélées utilisent un bien intermédiaire, privé, lié au bien d'environnement pour déduire la valeur du bien d'environnement. Johansson (1999) donne deux conditions pour qu'un bien privé puisse permettre une évaluation d'un bien public lié . (i) Le bien privé ne doit pas être essentiel. Il doit exister un prix à partir duquel la demande est nulle. (ii) Le bien privé et le bien public sont de faibles compléments. La figure III.1.2 indique les courbes de demande D pour le bien privé Q en fonction de l'état de l'environnement. Il existe ainsi une relation entre l'état de l'environnement E et la quantité demandée pour le bien Q : D=D(Q, E). La figure présente le cas d'une amélioration environnementale, de l'état E_0 à l'état E_1. La quantité de bien privé Q demandée est d'autant plus forte que l'état de l'environnement est bon.

Figure III.1.2 : Calcul de la valeur de l'environnement par les préférences révélées dans le cas d'une amélioration environnementale (Schechter, 2000)



Les différentes méthodes indirectes d'évaluation des biens recouvrent les fonctions de dommage, les prix hédoniques et la méthode des coûts de transport. Nous souhaitons souligner, ici, la principale limite de ces méthodes. Puisque ces méthodes se basent essentiellement sur le marché, elles ne permettent pas de mesurer d'autres valeurs que les valeurs d'usage de l'environnement.

Méthode des fonctions de dommage

L'idée de la méthode des fonctions de dommage ou des fonctions doses-réponses, est que la dégradation de l'environnement a des effets sur des biens intermédiaires et entraîne des conséquences économiques. Elle est surtout utilisée pour les effets de la pollution sur la santé, sur les immeubles et les matériaux, pour l'érosion des sols ou la destruction des écosystèmes naturels. Schechter (2000, p.83) cite les travaux pionniers de Lave et Seskin (1977) qui ont porté sur les effets de la pollution de l'air, sur la mortalité. Ainsi, ils ont trouvé qu'une diminution de 1% du niveau de pollution de l'air conduisait à une réduction de la mortalité de 0,12%. La méthode comprend deux phases successives.

Dans un premier temps, un lien quantitatif est établi entre une modification de l'environnement (pollution atmosphérique, par exemple) et ses conséquences (sur la santé, par exemple). C'est la fonction de dommage qui est estimée statistiquement en mettant en relation une série de niveaux d'un indicateur de pollution atmosphérique et une série de niveaux d'un indicateur sanitaire, tous les deux mesurés à intervalles de temps réguliers.

Dans un second temps, il s'agit d'associer une valeur monétaire au lien mis en évidence dans la première étape. Une aggravation de la pollution atmosphérique se traduit par des coûts supplémentaires pour les individus affectés, notamment les coûts médicaux du traitement des maladies et les pertes de salaire dus à l'incapacité de travailler.

Cette méthode est particulièrement utile lorsque le lien de cause à effet n'est pas perçu par les agents, car les méthodes de préférences déclarées nécessitent que les individus soient conscients des coûts ou des bénéfices engendrés par la dégradation environnementale.

Une limite de cette méthode est qu'elle nécessite non seulement l'existence d'un lien de cause à effet, mais aussi sa mesure. Le lien entre la cause et l'effet est généralement difficile à établir. Une modification donnée d'un récepteur peut avoir une ou plusieurs causes et il n'est pas aisé de distinguer les effets de la dégradation environnementale par rapport aux autres causes. Garrod et Willis (1999, pp.26-27) citent le cas d'agriculteurs souffrant d'une pollution au fluor provenant d'une usine mitoyenne et ressentie au niveau de la santé des animaux et des récoltes. La difficulté des agriculteurs à revendiquer ces pertes était rendue difficile par le manque de connaissance du lien entre ce type de pollution et ses effets. Par ailleurs, il était extrêmement difficile de distinguer les effets de la pollution d'autres effets, tels que les pratiques mêmes des agriculteurs en termes de fertilisation, par exemple. La mesure des effets de la pollution se révèle alors si coûteuse qu'elle décourage toute action en faveur d'une réduction de la pollution. Les effets de pollutions diverses sur la santé, constituent un autre exemple de difficulté à établir ce lien. Les déterminants sont si nombreux que l'économétrie se heurte au problème de l'omission de variables importantes et risque de surestimer l'effet d'un polluant sur la santé.
De plus, une autre limite de la méthode des fonctions de dommage est que, souvent, les évaluations sont effectuées au niveau local et leur généralisation, relativement délicate, à un niveau régional ou à d'autres contextes.

La méthode des prix hédoniques

A l'origine, la méthode a été développée par Grilliches (1971) pour expliquer le prix des voitures par les valeurs pour les acheteurs, des caractéristiques qui composent les voitures. Plus tard, Rosen (1974) a proposé un modèle servant de base aux modèles plus complexes de la méthode des prix hédonistes. Celle-ci est appliquée dans le marché immobilier et dans le marché du travail. Cette méthode repose sur l'hypothèse d'un lien entre le prix d'un bien et les caractéristiques qui le composent. Le bien est considéré dans une perspective lancastérienne, où les préférences pour les biens dérivent de préférences pour les caractéristiques des biens. Le prix d'un appartement dépendra par exemple, du nombre de pièces, de leur surface, de son orientation, de sa localisation. L'idée principale de la méthode est que pour des logements comparables en tous points mais situés dans des zones où l'état de l'environnement n'est pas le même, cette différence environnementale devrait induire des prix ou des loyers différents (Palmquist, 1999).

Par exemple, l'achat d'un bien immobilier correspond à l'achat d'un panier de caractéristiques, la qualité de la maison, la proximité du lieu de travail et des commerces, mais aussi la qualité de l'air, le cadre de vie, la proximité de zones de verdure, la distance à une route. L'hypothèse est que le prix de la maison devrait refléter la valeur de chacune de ses composantes et en particulier la valeur des caractéristiques environnementales.

On cherche d'abord à déterminer l'influence de la qualité environnementale sur les différences de prix des biens immobiliers. Ensuite, en dérivant une fonction de demande pour les caractéristiques environnementales considérées, on détermine la somme que les individus sont prêts à payer pour améliorer la qualité de l'environnement.

La méthode des prix hédonistes a aussi été appliquée à l'évaluation de caractéristiques de biens de consommation courante. Par exemple, étudiant le vin, Combris et al. (1997) déterminent la valeur relative, pour le consommateur, des informations de l'étiquette par rapport aux informations sensorielles obtenues en goûtant les vins.

Soulignons que la méthode exclue par définition les valeurs de non-usage. Comme dans le cas des fonctions des dommages, la difficulté d'évaluation réside dans la prise en compte de toutes les variables influençant le prix des biens. Une limite de la méthode est de supposer que les caractéristiques environnementales ont forcément été prises en compte lors de l'achat des biens.

La méthode des coûts de transport

Cette méthode part du principe qu'un agent souhaitant faire usage d'un bien d'environnement, accepte de consommer des biens privés complémentaires. La méthode a depuis longtemps été utilisée pour évaluer les bénéfices de sites naturels de loisir. L'idée générale est la suivante, les individus sont disposés à supporter des coûts pour visiter un parc ou une région. Ces coûts comprennent le coût du voyage pour se rendre au site considéré (carburant, prix du billet de train,…), le droit d'entrée éventuel, le temps passé pour s'y rendre et séjourner sur place. L'hypothèse fondamentale de cette technique est que ces coûts représentent la valeur minimale des avantages que les individus retirent des caractéristiques de sites naturels. Les étapes principales sont les suivantes :

(i) Une enquête de fréquentation du site permet de recueillir des informations sur le lieu de résidence des visiteurs, leur temps de trajet, le moyen de transport utilisé, le nombre de visites annuelles, les motifs de leur voyage, particulièrement en relation avec les caractéristiques environnementales du site considéré et d'autres caractéristiques socio-économiques comme le revenu et le niveau d'éducation.

(ii) La région située autour du site est divisée en zones pour lesquelles les coûts du trajet pour se rendre au site à partir de tous les points d'une même zone est approximativement le même (zones d'iso-coûts de trajet). Les visiteurs du site sont alors répartis en zones plus ou moins éloignées du site. On obtient alors, pour chaque zone, un coût de déplacement et un taux de fréquentation du site. Le coût de déplacement est une fonction décroissante du taux de fréquentation du site.

(iii) On peut alors artificiellement faire varier le coût de déplacement et obtenir un taux de fréquentation. L'augmentation artificielle du coût de déplacement correspond à la simulation de l'instauration d'un péage, d'un coût d'entrée croissant sur le site. La fonction de demande dérive alors de cette simulation : on obtient une quantité demandée en fonction du prix d'entrée.

La méthode possède de nombreuses caractéristiques que l'on peut souligner. (i) la séparabilité des activités : il peut être difficile de séparer les différentes valeurs de l'environnement du fait que les individus consomment sur le site plusieurs biens d'environnement, parfois indissociables (la consommation d'espèces animales sauvages, nécessite aussi la consommation de paysages). (ii) la consommation d'activités jointes : les sites récréatifs offrent, en plus de biens d'environnement, un ensemble de biens privés tels que l'hébergement, la restauration, qui compliquent la tâche puisqu'ils s'ajoutent aux motivations du déplacement. En l'absence d'interaction entre la consommation de ces biens privés et la consommation de biens d'environnement, l'étude veillera à séparer leurs effets respectifs. Mais, en présence d'interaction, les modèles sont contraints d'en tenir compte, ce qui complique l'analyse. (iii) la substituabilité des sites : les décisions individuelles de déplacement sur un site prennent en compte l'existence de sites substituts. Les visiteurs d'un site particulier ont réalisé un arbitrage entre les différents sites environnants avant de prendre leur décision. Si deux personnes A et B subissent le même coût de trajet pour se rendre sur un site, la méthode des coûts de transport considérera leur valeur pour le site comme équivalente sans prendre en compte que pour A, le site en question était le seul disponible alors que B a préféré ce site à de nombreux sites substituts plus proches de son domicile. Les valeurs du site pour chacun des individus, A et B, sont différentes à coût de transport égal. Des modèles ont permis de prendre en compte cette dimension d'un arbitrage entre plusieurs sites substituts. (iv) les visites multiples : les coûts de trajet consentis par les visiteurs peuvent refléter les coûts subis pour visiter plusieurs sites. Il est donc nécessaire de décomposer les coûts de trajet pour éviter de surestimer le site évalué. (v) le calcul des coûts et la prise en compte du temps : les coûts subis par les visiteurs s'expriment non seulement en termes de coûts du moyen de transport mais aussi de perte dans l'amortissement du véhicule, par exemple. La prise en compte de tels coûts supplémentaires dans l'étude fait varier, selon les études, d'un facteur deux à quatre l'évaluation de la valeur du site (Garrod et Willis, 1999, p.70). La prise en compte du temps a suscité une abondante littérature. On considère que le temps de trajet aurait pu être utilisé à des usages plus rémunérateurs. La prise en compte du temps est soit considérée comme nulle, au titre que le trajet fait

partie du loisir, soit considérée comme le coût d'opportunité du travail (on évalue alors le temps au taux de salaire), soit considérée comme une proportion du coût d'opportunité du travail variant selon les individus (de 25 à 50% du taux de salaire).

c. Les préférences exprimées

Les méthodes directes d'évaluation des biens d'environnement recouvrent la méthode d'évaluation contingente, largement utilisée, et la méthode d'analyse conjointe (*choice experiments*), apparue plus récemment.

La méthode d'évaluation contingente

Le qualificatif 'contingent' est relatif au fait que les réponses des enquêtés dépendent de la manière dont la méthode est conçue et mise en œuvre. La première référence faite à une méthode d'évaluation sur le principe de l'évaluation contingente, revient en 1947 à Ciriaci-Wantrup (Portney, 1994). C'est cependant à Davis (1963) que l'on doit sa première mise en œuvre. Davis détermine la valeur d'un site récréatif pour des visiteurs et des chasseurs. Il met aussi en œuvre la méthode des coûts de transports et conclut à l'équivalence de ces deux méthodes.
En 1967, Krutilla écrit un article que Portney (1994) décrit comme l'article qui a le plus influencé l'économie de l'environnement. Il introduit la notion de valeur d'existence, valeur qui ne peut être déterminée par les méthodes indirectes basées sur le marché, alors que l'évaluation contingente le permet. Hanemann (1994) cite de nombreux domaines dans lesquels la méthode est utilisée : transport, santé, art, éducation, etc. L'évaluation contingente insiste sur le fait de proposer des questions fermées aux enquêtés plutôt que des questions ouvertes, cherchant à refléter les situation réelles auxquelles sont confrontés les individus dans leur vie. Non seulement les prix affichés sont courants mais il est aussi plus facile de répondre à une question fermée.

La méthode est constituée de trois phases (Garrod et Willis, 1999, pp.134-136 ; Portney, 1994, pp.5-6). (i) Un scénario : il s'agit de la description d'une politique ou d'un projet qu'on demande à l'enquêté d'évaluer. Il permet de donner une image claire et précise du bien à évaluer. (ii) Un mécanisme de révélation de la valeur ou du choix de l'enquêté : il existe diverses manières de déterminer le consentement à payer (CAP). La question ouverte permet d'obtenir un CAP directement, mais si l'individu n'est pas familiarisé avec le bien qu'on lui demande d'évaluer, le CAP risque d'être biaisé. Avec une question fermée, les enquêtés choisissent parmi les valeurs présentées. Ici, des problèmes d'ancrage (*anchoring effects*) peuvent apparaître (les résultats seront dépendants des valeurs proposées). A l'aide de choix dichotomiques (seriez-vous prêts à payer tant ?), les résultats sont plus probants mais l'analyse en est limitée (logit en oui/non). Enfin, une série de choix

dichotomiques permet d'obtenir un intervalle et non une valeur. Cependant, des biais subsistent. Herriges et Shogren (1996) par exemple mettent en évidence l'existence d'un biais dû à la valeur initiale choisie dans la série de choix dichotomiques. (iii) Des questions sur les caractéristiques socio-économiques des enquêtés, leurs attitudes et leurs comportements vis-à-vis de l'environnement : elles permettent de déterminer les attitudes par rapport aux biens environnementaux en général, et au bien considéré en particulier, aux biens substituts, les raisons du montant déclaré, ce qui permet de détecter les comportements stratégiques (voir ci-dessous).
Lorsque le questionnaire est administré en face-à-face, le taux de réponse est meilleur. Le questionnaire peut aussi être laissé à disposition des participants dans des sites récréatifs, des centres commerciaux. C'est alors peu coûteux mais le taux de réponse est plus faible et l'échantillon biaisé. De même, les questionnaires par courrier ont en général un faible taux de réponse et peuvent induire un biais de sélection dans l'échantillon. Les questionnaires peuvent enfin être administrés par téléphone, couplé à un courrier pour éventuellement conserver la description visuelle du scénario (Garrod et Willis, 1999, pp.26-27).

La méthode d'évaluation contingente a fait l'objet de beaucoup de débats (Kriström, 1999). Deux lois aux Etats-Unis, concernant les responsabilités en cas de pollution et les méthodes d'évaluations des biens d'environnement, ainsi que le calcul des dommages dus à la marée noire provoquée par l'Exxon Valdez, ont mis sur la scène la méthode d'évaluation contingente et sa capacité à produire une mesure opérationnelle des valeurs d'existence des biens d'environnement. En peu de temps, la méthode est passée de la sphère scientifique à la sphère politique. Un rapport a été commandité par la *National Oceanic and Atmospheric Administration* en 1992. Ses conclusions sont que la méthode d'évaluation contingente peut être considérée comme produisant des résultats suffisamment valides pour constituer le point de départ d'un processus judiciaire d'évaluation des dommages (Portney, 1994 ; Hanneman, 1994).

Les biais de la méthode sont divers. Certains résultent du comportement stratégique adopté par les enquêtés les amenant à sur ou sous-estimer leur réel consentement à payer. On peut résumer les biais, susceptibles d'apparaître dans une méthode d'évaluation quelconque, par le tableau III.1.3 proposé par Mitchell et Carson (1992, pp.143-146). Il présente 5 types de comportements stratégiques des enquêtés. Certains de ces biais concernent directement l'évaluation contingente. L'analyse proposée ici est basée sur l'évaluation d'un bien pour lequel le répondant dans l'enquête a un consentement à payer positif.

	Fourniture du bien perçue comme…					
	…contingente à la préférence déclarée			…indépendante de la préférence déclarée		
	Perception de l'obligation de payer…			**Perception de l'obligation de payer…**		
	…la somme déclarée	…une somme incertaine	…une somme fixe	…la somme déclarée	…une somme incertaine	…une somme fixe
Comportement						
Type	Révélation du vrai CAP (1)	Variable (2)	Sur-engagement (3)	Passager clandestin (4)		Minimisation de l'effort (5)
Saillance	Elevée	Faible à modérée	Elevée	Forte	Faible à modérée	Modérée
Divergence [CAP déclaré]-[CAP réel]	Nulle	Incertaine	Positive	Négative		Aléatoire

Tableau III.1.3 : Types de biais potentiels dans les méthodes d'évaluation (Mitchell et Carson, 1992)

Le comportement (1) correspond au cas où la fourniture du bien est perçue comme contingente à la préférence exprimée et la somme à payer est perçue comme étant la somme déclarée. Dans ces conditions, l'individu est incité à donner sa vraie préférence. C'est un comportement qui, selon les auteurs, est susceptible d'être adopté par la majorité des répondants. Le comportement (4) correspond à un comportement stratégique lorsque la quantité de bien fournie est indépendante de la somme déclarée mais que l'obligation de payer porte sur la somme déclarée ou une somme incertaine. L'individu a alors tendance à sous-estimer son consentement à payer afin de payer la plus petite somme possible. Le comportement (5) correspond à une situation où l'individu est persuadé que le bien va être fourni, et que la somme qu'il va déclarer sera indépendante de la somme qu'il aura à payer. Il fera alors le minimum d'efforts dans la recherche de son vrai consentement à payer. Il ne s'agit pas réellement d'un comportement stratégique.

Dans le cas (3), l'obligation perçue est de payer une somme fixe et la fourniture du bien est contingente à la somme déclarée. Il y a ici déconnexion entre la somme payée et la somme déclarée dont dépend la quantité de bien fournie. Le comportement stratégique de l'individu est alors de surestimer son consentement à payer afin de permettre la fourniture maximale de bien. Le répondant sera donc amené à déclarer un consentement à payer le plus élevé possible tout en cherchant à rester crédible. Il va alors exagérer son engagement à contribuer au bien public en surestimant son consentement à payer.

Le comportement (2) est un cas plus compliqué. Il dépend du domaine dans lequel réside l'incertitude pour le répondant. Si l'incertitude réside dans le fait de savoir s'il aura à payer la somme totale déclarée, la valeur espérée (probabilité de payer la somme déclarée x somme déclarée) de l'aménité sera toujours inférieure au montant déclaré et l'individu sera alors incité à adopter le comportement (3). Si par contre, l'incertitude porte sur la proportion du CAP que le répondant aura effectivement à payer, alors il est difficile de conclure car d'autres éléments entrent en compte tels que son aversion au risque.

Ce sont les comportements stratégiques (2) et (3) qui sont susceptibles d'apparaître dans une évaluation contingente. L'enquêté ne perçoit pas l'obligation de payer les sommes déclarées (élimination du cas (1)). Par ailleurs, il ne perçoit pas que le bien sera fourni indépendamment de la somme qu'il déclare (élimination des cas (4) et (5)). Le comportement stratégique (3) est assez rare. Par contre, le cas typique des évaluations contingentes est le cas (2), où la perception de l'obligation de payer est perçue comme incertaine. Comme discuté précédemment, soit l'individu surestime son consentement à payer (cas 4), soit le comportement est incertain et dépend des caractéristiques de l'individu.

Un autre biais mérite d'être cité ici, le biais d'inclusion (*embedding effect*). Il a été étudié en 1992 par Kahneman et Knetsch. Il signifie, par exemple, que le consentement à payer (CAP) des individus est le même pour la préservation d'un lac, de deux lacs ou de dix lacs. Il englobe différents types d'effets (Hanemann, 1994, p.34). (i) l'effet de taille : le CAP ne varie pas en fonction de la taille du bien évalué. (ii) l'effet de séquence : un bien donné a une valeur différente selon qu'il apparaît en première, deuxième ou dernière position dans la liste des biens à évaluer. (iii) l'effet de sous-additivité : le CAP pour l'ensemble des biens n'est pas égal à la somme des CAP pour chacun des biens individuellement. Ce biais n'est pas spécifique de l'évaluation contingente et a été mise en évidence dans le cas d'enchères expérimentales sur le consentement à payer pour 1, 2 ou 3 caractéristiques environnementales du bien (Hurley, 2000).

L'analyse conjointe[165]

Cette deuxième méthode est relativement récente. Elle est dénommée en anglais *choice experiments, choice modelling,* ou *stated preferences*. Elle a été développée par Adamowicz et al. (1994) et emprunte à l'analyse conjointe en marketing. Elle part d'une description des biens en caractéristiques. L'analyse conjointe, depuis longtemps utilisée en marketing, permet de déterminer à travers une série de choix entre différents biens variant dans leurs caractéristiques, la valeur attribuée à chacune des caractéristiques prises individuellement. L'application dans l'évaluation des biens non marchands a consisté en l'introduction parmi les caractéristiques, des biens ou de différentes politiques, d'une valeur monétaire. De manière implicite, dans leurs choix, les individus sont amenés à réaliser un arbitrage entre une valeur monétaire et des caractéristiques environnementales. On obtient alors des taux marginaux de substitution d'une caractéristique par une autre (Schechter, 2000).

[165] N'ayant pas trouvé de traduction pour *choice experiment*, nous choisissons d'utiliser le terme désignant la méthode dans la littérature marketing.

Un exemple tiré de Blamey et al. (1997) permet d'illustrer la méthode (tableau III.1.4). Il s'agit de l'évaluation d'un programme de réduction de la déforestation en Australie dans une zone donnée. Les arbres sont abattus pour transformer les terres en zones d'élevage de bovins. La préservation des arbres implique, pour les éleveurs, des pertes d'emploi et des pertes de profits qui peuvent être compensées par une taxe.

	Option A	Option B	Option C
Taxe par habitant (prélevée pour indemniser les éleveurs)	50$	10$	0$
Perte d'emplois	10	20	0
Risques pour les espèces menacées	Faible	Faible	Elevé
Réduction du nombre d'espèces non menacées	Nulle	Mineure	Majeure
Dégradation de paysages et d'écosystèmes uniques	Nulle	Mineure	Majeure
Dégradation du sol	Moyenne	Faible	Elevée

Tableau III.1.4 : Exemple de questionnaire d'analyse conjointe

Une enquête qualitative, avec des groupes de discussion, est souvent réalisée en amont afin de déterminer les attributs à prendre à compte. L'avantage de l'analyse conjointe est qu'elle permet de recueillir plus d'information que la méthode d'évaluation contingente puisqu'elle propose plusieurs scénarios dans la même enquête. De plus, l'estimation des valeurs de chaque caractéristique par les enquêtés permet d'extrapoler les résultats à des scénarios non pris en compte dans l'enquête. L'analyse conjointe peut par contre être coûteuse en efforts de compréhension et de traitement de l'information fournie. Ce problème constitue une borne supérieure sur le nombre de choix demandés à l'enquêté. Etant donné la relative jeunesse de l'analyse conjointe dans l'évaluation de biens non marchands, des travaux sont encore nécessaires pour évaluer sa performance comme le note Schechter (2000):

> "Some words of caution are in order, however. There are many design issues yet to be resolved in the application of conjoint analysis methods to valuing environmental assets, notwithstanding widespread interest and a measure of enthusiasm among valuation practitioners, in light of the inherent weaknesses of CVM [Contingent Valuation Methods]. […] Smith (1997) has recently cautioned that it is too early to compare the performance of conjoint strategies with CVM and that more experience is needed before an evaluation of this questioning mode of environmental resources can be developed."
>
> Schechter (2000, pp.95-96)

C. LES METHODES EXPERIMENTALES D'EVALUATION DES BIENS

Les méthodes expérimentales ont été utilisées pour évaluer les biens privés et publics. Concernant ces derniers, la principale critique faite aux méthodes directes, vues précédemment, est leur caractère hypothétique, du fait de l'absence de mécanisme crédible d'incitation à révéler les préférences.

L'expérimentation a souvent été présentée comme une méthode permettant de contrôler les incitations des participants. Le débat est toujours d'actualité et de nombreuses études visent à l'aide d'expériences de coupler expérimentation (pour le calibrage de l'expérience) et évaluation contingente (Shogren, 2001) ou analyse conjointe incluant une rémunération des participants (Masters, Sanogo, 2002). Nous présentons ici les deux principales méthodes expérimentales : les enchères, dont l'enchère de Vickrey, et la procédure BDM.

a. L'enchère de Vickrey

On distingue deux types d'enchères (Kagel, 1995). Dans les *enchères à valeur privée*, les agents ont chacun une estimation différente du bien, qui leur est personnelle. Dans le cas de l'évaluation d'un tableau, chaque individu a une estimation différente de la valeur du tableau du fait de ses préférences. Dans les *enchères à valeur commune*, les individus évaluent de la même manière le bien. Cependant, la valeur du bien est inconnue des agents, ils ne peuvent que déduire sa valeur à travers des signaux. Par exemple, la mise aux enchères d'un puits de pétrole correspond à une enchère à valeur commune. La valeur du puits est inconnue car la quantité de pétrole est elle-même inconnue. Cependant, tous les individus évaluent de la même manière la valeur du pétrole, qui sera déterminée par le marché, par exemple.

Dans le cadre de notre étude, nous ne nous intéressons qu'aux enchères à valeur privée. Elles sont classées en quatre catégories : les enchères anglaise et hollandaise, toutes les deux orales, et les enchères cachées au 1er et au 2nd prix, toutes les deux sous pli. Nous en présentons le principe (Schram, 2001 ; Kagel, 1995).

L'enchère anglaise est la plus commune (art, vin). Un premier prix est annoncé par le commissaire priseur et les offreurs sont amenés à proposer, à chaque tour, un prix toujours plus élevé qu'au tour précédent. Le prix augmente de manière séquentielle et les offreurs se retirent au fur et à mesure jusqu'à ce qu'il ne reste qu'un seul offreur. On suppose k individus avec des valeurs privées indépendantes v_i telles que $v_1 > v_2 > \ldots > v_i > \ldots > v_k$. Dans tous les cas, la stratégie dominante, pour l'individu i, dans une enchère anglaise, est d'offrir $b_t + \varepsilon$ si $b_t + \varepsilon < v_i$, avec b_t, l'offre à l'étape t et v_i, le prix de réserve de l'individu i (prix au-delà duquel l'individu réalise des pertes). Les offres s'arrêtent lorsque l'individu ayant la plus haute estimation v_1 gagne et paie le prix $v_2 + \varepsilon$.

L'enchère hollandaise (poisson, fleurs, légumes) commence, elle, à un prix exorbitant, qui baisse ensuite. Le processus est arrêté par le premier offreur pour indiquer son consentement à acheter. Les offreurs sont confrontés à un arbitrage entre attendre, ce qui diminue leur chance d'acquérir le bien

(d'autres offreurs peuvent s'exprimer avant eux), et donner leur offre au risque d'obtenir le bien à un prix plus élevé. La stratégie dominante dépend ici de l'attitude vis-à-vis du risque et des croyances sur les valeurs des autres offreurs.

L'enchère cachée correspond à la soumission simultanée, sous pli, d'offres pour un bien. L'offre la plus élevée détermine le gagnant. Dans le cas d'une enchère au 1er prix, la gagnant paie l'offre qu'il a proposée. La stratégie de l'offreur est de proposer un prix suffisamment élevé pour gagner l'enchère mais pas trop élevé pour ne pas diminuer son profit. L'offreur fait face à un arbitrage entre l'augmentation de la probabilité de gagner et la diminution de son profit. Dans l'enchère au 2nd prix, ou enchère de Vickrey (Vickrey, 1961), les différentes offres sont classées de manière décroissante. Le gagnant est celui qui a donné l'offre la plus élevée, mais, ici, il paie une somme correspondant à la seconde offre. La stratégie dominante consiste ici à offrir son prix de réserve v_i, quelques soient les circonstances. Offrir un prix inférieur diminue la probabilité de gagner l'enchère sans affecter le prix payé. Il y a déconnexion entre le prix déclaré et le prix payé, ce qui réduit les comportements stratégiques.
On trouve aussi dans la littérature des sophistications du mécanisme d'enchères de Vickrey. Shogren et al. (2001) ont mis en évidence un phénomène susceptible de biaiser l'enchère de Vickrey. Certains participants sont persuadés qu'ils ne gagneront pas l'enchère car ils ont un prix de réserve très faible. Le mécanisme d'incitation à révéler les préférences peut alors être mis en défaut. Les auteurs proposent des enchères au n^{ième} prix. Les offres sont classées par ordre croissant. Un nombre n est tiré au sort et les n-1 premiers participants dans le classement peuvent acquérir le produit au prix du rang n. Dans ce cas, même les participants aux faibles prix de réserve ont une possibilité de gagner.

b. La procédure BDM

L'autre méthode utilisée dans la littérature expérimentale sur l'évaluation des biens est une procédure (qui n'est pas une enchère mais qui par usage est parfois appelée enchère) appelée procédure BDM du nom de ses auteurs (Becker, DeGroot, Marschak, 1964). Alors que dans l'enchère Vickrey, les participants jouent les uns contre les autres (compétition), dans la procédure BDM, chaque participant joue, indépendamment des autres, contre une urne. Nous présentons d'abord le mécanisme de la procédure tel qu'il a été conçu par les auteurs, ensuite, nous appliquons et illustrons le mécanisme dans le cadre de l'évaluation des biens.

Principe de la procédure : évaluation de la valeur d'une loterie

Chaque participant soumet sous pli, simultanément avec les autres sujets et sans communiquer avec eux, une offre d'achat sous forme d'un prix pour un bien proposé à la vente par l'expérimentateur.

L'expérimentateur tire alors au sort un prix de vente dans un ensemble de prix possibles préalablement défini. Tout participant ayant soumis une offre supérieure au prix de vente tiré au sort reçoit une unité du bien et paye le montant égal au prix de vente. Les autres ne reçoivent rien et n'effectuent aucun paiement.

A l'origine, la méthode proposée par Becker, DeGroot et Marschak (1964) visait à mesurer la valeur d'une loterie pour un individu donné. On propose à un individu une rémunération par le résultat d'une loterie. Une loterie est définie par un triplet (y, p, z). Elle signifie que l'individu recevra le montant y si l'événement E de probabilité p se produit et recevra le montant z sinon.
On propose à l'individu une alternative qui est de vendre sa loterie et de recevoir un paiement en compensation. Ainsi, on lui demande de donner la plus petite somme s (son prix de vente) qu'il serait prêt à accepter pour céder sa loterie à un acheteur.
L'idée est que si un acheteur est prêt à lui payer un prix $b > s$, alors l'individu reçoit b. Si aucun acheteur n'est prêt à lui payer au moins s, l'individu garde sa loterie et reçoit une rémunération aléatoire y ou z, c'est-à-dire la valeur initiale de la loterie.

Supposons que s soit le prix de vente de l'individu i et e la valeur à laquelle il estime la loterie. Supposons que b soit la somme maximale qu'un acheteur est prêt à payer pour la loterie de i. b ne dépend pas de s. Si $b \geq s$, l'individu i reçoit la somme b. Si $b < s$, l'individu reçoit le paiement aléatoire de la loterie. Dans cette procédure, il est dans l'intérêt de l'individu de donner un prix de vente s égal à son estimation e de la loterie : $s = e$.

Par définition, l'utilité procurée par e est équivalente à l'utilité procurée par le résultat de la loterie, $u(e) = u^*(y, p, z)$. Recevoir e est équivalent à recevoir le résultat de la loterie. Il y a 2 cas : soit $s > e$, soit $s < e$.

Supposons que $s > e$:
Il y a alors deux nouveaux cas. a) Si $b < e$ ou $b \geq s$, les gains de l'individu sont les mêmes que si le prix de vente avait été $s = e$. b) Si b est tel que $e \leq b < s$, l'individu ne vend pas sa loterie et reçoit le résultat aléatoire de cette loterie dont l'équivalent monétaire est e. Si son prix avait été $s = e$, alors, pour la même valeur de b, il aurait reçu la somme $b \geq e$. Ainsi, pour toutes les valeurs possibles de b, l'utilité espérée est au moins aussi grande lorsque $s = e$ que lorsque $s > e$ et strictement plus grande pour certaines valeurs de b.

Supposons à présent que $s < e$ *:*

Il y a deux nouveau cas. a) Si $b < s$ ou $b \geq e$, les gains de l'individu sont les mêmes que si son prix de vente avait été $s = e$. b) Si $s \leq b < e$, l'individu reçoit le montant b alors que si son prix de vente avait été $s = e$, il n'aurait pas vendu sa loterie et aurait reçu le montant $e > b$. Ainsi, dans ce cas aussi, pour toutes les valeurs de b, l'utilité espérée est au moins aussi grande lorsque $s = e$ que lorsque $s < e$, et pour certaines valeurs de b elle est strictement plus élevée.

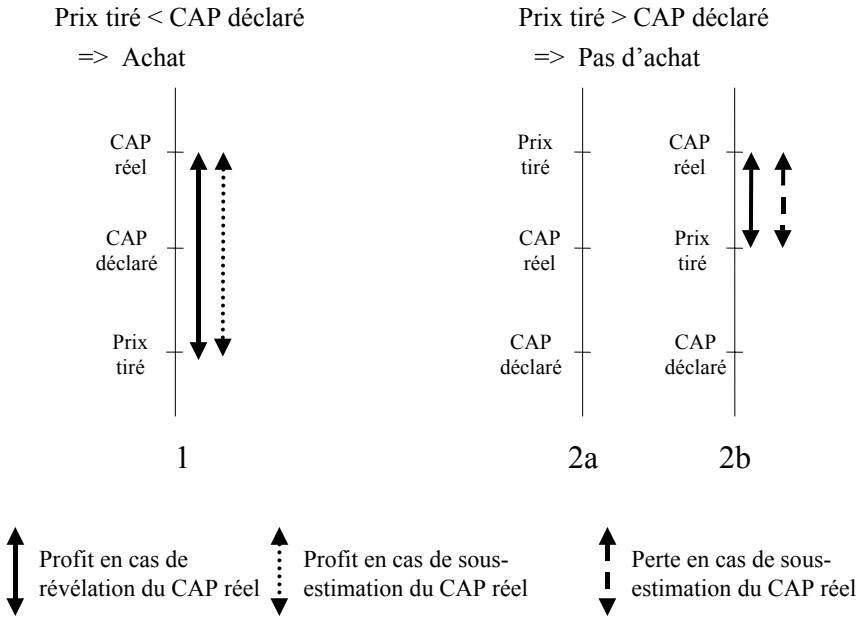
Ainsi, le prix de vente optimal de l'individu est $s = e$, valeur pour laquelle l'utilité espérée est la plus élevée.

Application à l'évaluation de biens

Le même principe peut être appliqué à l'évaluation des biens. Le mécanisme BDM permet de révéler les véritables préférences des participants. Le principe de la procédure est le même que celui de l'enchère Vickrey : déconnecter le consentement à payer déclaré, des profits des participants. En effet, le consentement à payer déclaré est indépendant du prix tiré au sort. Les figures III.1.3 et III.1.4 montrent bien que sous ou surestimer son consentement à payer procure soit les mêmes bénéfices (cas 1, 2a, 3a et 4), soit moins de bénéfices (cas 2b et 3b) que de révéler son véritable consentement à payer. Nous développons les cas 2b et 3b pour lesquels sous ou surestimer son consentement à payer représente une perte de bénéfices ou un coût direct.

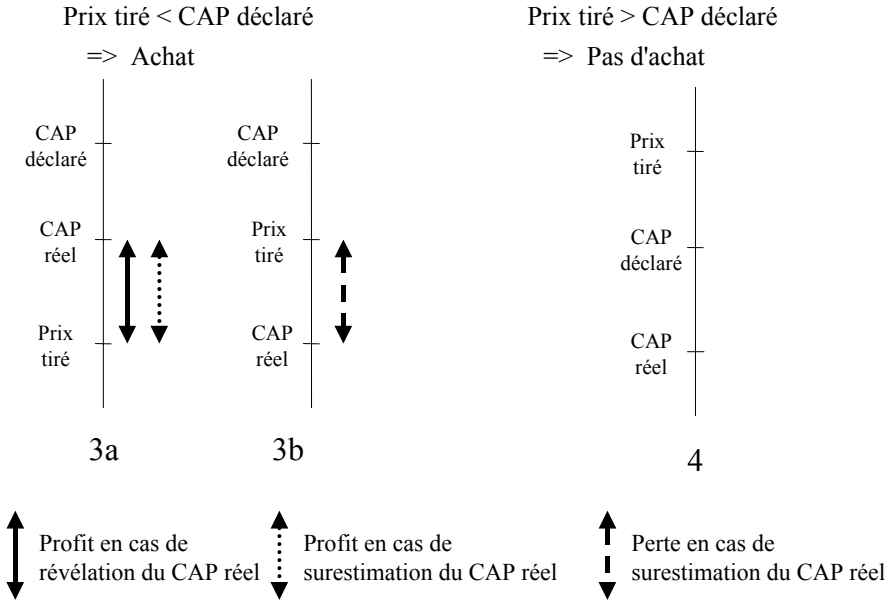
Le résultat intuitif est qu'il n'est pas dans l'intérêt de l'individu de sous-estimer son consentement à payer parce que si le prix tiré au sort est inférieur à son véritable consentement à payer, et supérieur à son consentement à payer déclaré, le participant subit une perte (cas 2b sur la figure III.1.3). Dans ce cas, le produit aurait pu être acheté à un prix (le prix tiré au sort) inférieur au consentement à payer réel.

Figure III.1.3 : Profit des participants en cas de sous-estimation du consentement à payer dans la procédure BDM



Ce n'est pas non plus dans l'intérêt du participant de surestimer son consentement à payer réel, car si le prix tiré au sort est supérieur au consentement à payer réel, mais inférieur au consentement à payer déclaré, le participant devra acheter le bien à un prix supérieur à son consentement à payer réel (cas 3b sur la figure III.1.4).

Figure III.1.4 : Profit des participants en cas de surestimation du consentement à payer dans la procédure BDM



Caractéristiques de la procédure BDM

La procédure BDM fait des hypothèses sur le comportement des individus, maximisateurs de l'utilité. Elle s'appuie sur la théorie de l'utilité espérée dont les axiomes ont souvent été pris en défaut par les expériences menées dans ce domaine. En présence d'inversion de préférences, la procédure ne permet pas de révéler les valeurs des individus pour des loteries (Roth, 1995).

Un autre sujet d'intérêt dans la procédure BDM est l'information donnée aux participants concernant les prix contenus dans l'urne. Bohm et al. (1997) ont mis en évidence l'existence d'effets d'ancrage des prix donnés par les participants lorsque la borne supérieure de la distribution de prix de l'urne est révélée. La plupart des expériences BDM jusqu'alors, spécifiaient aux participants une borne supérieure de la distribution largement supérieure au consentement à payer des participants. Bohm et al. (1997) notent, dans ce cas, une inflation des estimations. Ils suggèrent de ne pas révéler la somme mais de dire que la borne supérieure n'excède pas les consentements à payer supposés des participants.

c. Enchères de Vickrey et procédure BDM : caractéristiques communes et divergences

Sur de nombreux points, les deux méthodes empruntent aux mêmes théories des choix individuels. Nous présentons deux aspects importants dans leur mise en œuvre, les questions des incitations financières, de la répétition des mesures et du tirage au sort du traitement objet du paiement. De manière théorique, la procédure BDM et l'enchère de Vickrey sont équivalentes. Cependant, elles divergent dans leurs résultats. Nous examinons les expériences de comparaison de ces méthodes.

Incitations financières

Le paiement des sujets dans les expériences est une importante ligne de démarcation entre les économistes et les psychologues dans la conduite d'expériences. Il poursuit deux buts. Il permet, d'une part, d'inciter les participants à fournir les efforts de compréhension des instructions et d'application dans la réalisation de la tâche. Et d'autre part, il permet de contrôler les incitations des participants en supposant que leur objectif sera de maximiser leur gains. C'est particulièrement le cas lorsque les individus reçoivent une somme proportionnelle à leurs gains (Roth, 1995).

Camerer et Hogarth (1999) réalisent une revue de 74 articles d'économie expérimentale afin d'étudier les effets des incitations financières dans les expériences. Les résultats sont très variables selon le type d'expériences. Les incitations financières se révèlent utiles lorsque la tâche à exécuter dans l'expérience est simple et répond à l'effort (résolution de problèmes, expériences avec mémorisation). Lorsque l'expérience demande de l'intuition, les incitations financières sont contre-productives. Dans les enchères, les jeux, les choix risqués, elles n'ont pas d'effet sur les performances mais diminuent la variance dans les réponses. Dans d'autres expériences, elles effacent les comportements tels que donner une bonne image de soi et révèlent des comportements plus réalistes (moins de générosité dans

le jeu du dictateur, comportement moins risqué dans d'autres jeux). Les auteurs insistent sur l'importance de ne pas tirer de conclusions catégoriques concernant le rôle des incitations financières.
Dans les expériences d'évaluation, la rémunération permet de stimuler les efforts de détermination des préférences lors de l'évaluation et de dédommager les participants de leur déplacement et du temps passé dans l'expérience. Shogren (2001) suggère de payer les participants à une enchère avant le début de l'expérience et rappeler aux participants la possibilité de donner un prix nul afin qu'ils ne supposent pas que l'expérimentateur s'attende à un prix positif.

Tirage au sort du traitement objet du paiement

Parfois, afin de pouvoir faire varier l'environnement de l'expérience ou répéter les observations, l'expérimentateur est amené à répéter des observations sur les mêmes sujets sur plusieurs périodes ou sous différents traitements. Afin d'économiser sur les coûts et de conserver l'incitation dans l'expérience, le traitement qui fera l'objet du paiement est tiré au sort entre tous les traitements de l'expérience. La question est de savoir si l'introduction de ce mécanisme ne biaise pas les résultats.
Camerer (1995, pp.656-657) analyse les violations des axiomes de choix individuels. Beaucoup de théories des choix individuels incluent, même de manière implicite, un "axiome de réduction" (*reduction axiom*), c'est-à-dire que les individus devraient avoir les mêmes préférences pour des loteries, qu'elles soient présentées de manière isolée et imbriquée.

Par exemple, Kahneman et Tversky (1979) proposent à des individus deux loteries imbriquées :
- la loterie 1 : (0,75 , 0 ; 0,25 , [1 , 3000]) (75% de chances de gagner zéro et 25% de chances de participer à une autre loterie avec 100% de chances de gagner 3000)
- la loterie 2 : (0,75 , 0 ; 0,25 , [0,80 , 4000 ; 0,2 , 0]) (75% de chances de gagner zéro et 25% de chances de participer à une autre loterie avec 80% de chances de gagner 4000 et 20% de chances de gagner zéro)

En utilisant les formes réduites des loteries, les participants doivent choisir entre la loterie 1, [0,25 , 3000], et la loterie 2, [0,2 , 4000]. Selon les violations de la théorie de l'utilité espérée, mises en évidence par de nombreuses expériences, les participants devraient choisir la loterie 2 qui est la plus risquée.
Or, on observe que les participants choisissent la loterie 1. Cela met en évidence le "principe d'isolation" qui amène les individus à choisir en se concentrant sur le deuxième niveau du jeu, soit [1 , 3000] pour la loterie 1 et [0,80 , 4000 ; 0,20 , 0] pour la loterie 2, ce qui implique le choix de la loterie 1. Ainsi, l'axiome de réduction est ici violé. Ce phénomène a été observé dans de nombreuses études expérimentales (Camerer, 1995, p.657).
Les implications pour les expériences d'évaluation sont que, lorsque des loteries sont imbriquées, les individus réagissent comme si ces loteries étaient proposées de manière isolée. Introduire un

mécanisme de tirage au sort de la période ou du traitement objet du calcul des gains rétablit l'axiome d'indépendance de la théorie de l'utilité espérée. La mise en œuvre de ce mécanisme de tirage au sort joue en faveur de la validité des mécanismes de révélation des préférences que sont l'enchère de Vickrey et la procédure BDM. L'étude de McKee (1989) plaide aussi pour la mise en œuvre de ce tirage au sort afin d'éviter l'effet revenu qui pourrait influencer les évaluations des dernières périodes du fait de l'accumulation de gains.

Divergences entre les deux procédures

Etant donné que ces deux mécanismes sont les plus utilisés dans l'évaluation expérimentale des biens, des études très récentes mais peu nombreuses ont cherché à comparer ces deux méthodes afin d'établir leurs biais et leurs domaines d'applications privilégiés. La procédure BDM a plutôt été utilisée dans des expériences d'évaluation de loteries.

Ainsi, la littérature recense deux types d'expériences : des expériences d'évaluation de valeurs propres (*homegrown values*) ou des expériences avec valeurs induites (*induced values*). Les premières sont des expériences d'évaluation de produits réels pour lesquels l'expérimentateur utilise à la fois la procédure BDM et les enchères de Vickrey, ce qui lui permet de comparer les évaluations des participants avec ces deux méthodes. Cependant, la vraie valeur que chaque participant attribue au bien, reste inconnue pour l'expérimentateur, sauf à supposer que le mécanisme utilisé révèle les vraies préférences. Les expériences avec valeurs induites consistent à mettre en vente un produit que le gagnant de l'enchère pourra revendre à l'expérimentateur à un prix, la valeur induite, fixé et propre à chaque individu. Les expériences avec valeurs induites permettent de mesurer la validité de chacune des méthodes, validité définie comme la convergence entre la valeur déclarée dans l'expérience par les participants et leur vraie valeur, constituée par la valeur induite.

Nous présentons ici les principaux résultats de quelques travaux sur la comparaison entre la procédure BDM et l'enchère de Vickrey (tableau III.1.5).

Auteur et date	**Type de Valeurs**	**Type de bien**	**Objectif**	**Principaux résultats**
McDonald et Huth (1989)	Propres	Loteries	Etude du taux d'inversion de préférences pour des loteries : comparaison entre la procédure BDM sans répétition et une enchère de Vickrey répétée.	- Taux d'inversion de préférences : Vickrey répétée>BDM non répété car possibilité de *feedback* sur le comportement de l'ensemble du marché et d'apprentissage.
Ruström (1998)	Propres	Chocolat	Comparaison de l'enchère de Vickrey, de l'enchère anglaise et de la procédure BDM dans le CAP.	- CAP : BDM≠Vickrey - Variances des CAP : BDM=Vickrey
Combris et al. (2002)	Propres	Champagne	Comparaison BDM/ Vickrey Evaluation de CAP pour du champagne	- Distribution de CAP : BDM<Vickrey sur les CAP les plus faibles - CAP en prenant en compte l'ensemble des variables de contrôle : BDM=Vickrey
Rozan et al. (2002)	Induites	Jetons	Comparaison BDM/ Vickrey	- Surévaluation dans les 2 cas et surtout pour Vickrey - Validité : BDM>Vickrey - Biais plus élevé et variance des biais plus faible parmi les participants qui sous-évaluent avec Vickrey - Biais plus élevé et variances plus faibles parmi les participants qui surévaluent avec Vickrey
	Propres	Pommes Pommes de terre Baguettes	Evaluation de CAP pour des produits alimentaires labellisés "présence de métaux lourds contrôlée" et de l'influence d'une information sur les métaux lourds sur l'évaluation	- CAP : BDM>Vickrey
Noussair et al. (2003)	Induites	Bien fictif X	Comparaison BDM/ Vickrey	- Sous-estimation dans les 1ères périodes dans les 2 cas - Validité : Vickrey>BDM - Rapidité de convergence vers la vraie valeur : Vickrey>BDM

Tableau III.1.5 : Quelques expériences de comparaison de la procédure BDM avec les enchères de Vickrey

L'expérience de McDonald et Huth (1989) a la particularité de rendre difficile la comparaison des méthodes puisque non seulement, les auteurs font varier la méthode mais aussi le nombre de répétitions. Dans les autres études, les résultats sont mitigés et ne permettent pas de conclure de manière absolue sur la supériorité d'une méthode par rapport à une autre. Les procédures employées varient selon les études (rémunération des sujets, type de sujets, nombre de répétitions,…).

d. Revue des expériences d'évaluation de biens

Les mécanismes BDM et Vickrey ont été utilisés dans l'évaluation de produits avec attributs sanitaires, de produits irradiés, de produits sans utilisation d'hormones, de boues de stations d'épuration ou d'OGM ou pour évaluer d'autres attributs des biens. La tableau III.1.6 présente quelques études permettant de donner une vision d'ensemble de ce type d'expérimentation appliqué aux produits agro-alimentaires. Nous avons délibérément exclu les travaux concernant l'évaluation d'attributs environnementaux étant donné qu'ils seront présentés dans le chapitre suivant.

	Produits et participants	Mécanisme de révélation	Variable mesurée	Principaux résultats
duits avec risques de contamination par divers pathogènes				
Hayes et al. (1995) Fox et al. (1995)	Hamburger (bœuf) 230 étudiants	Enchère de Vickrey	CAP avec ou sans information sur le risque de contamination par 5 pathogènes.	- Sous-estimation générale du risque réel de contamination. - Chute des CAP après information mais diminution non sens à la probabilité de tomber malade ni à la sévérité des maux participants s'appuient sur leur propre jugement préalable) - Ainsi, le CAP marginal diminue avec l'augmentation du risc - Le CAP pour réduire le risque de contamination par pathogène est équivalent au CAP pour réduire le risque contamination par les 5 pathogènes
duits avec attributs sanitaires supérieurs obtenus par irradiation				
Fox et al. (1996)	Hamburger (bœuf) 205 participants (surtout étudiants)	Enchère de Vickrey	CAP pour attributs sanitaires avec ou sans information sur la méthode utilisée	- 16 à 36% des participants refusent de payer plus pour produits irradiés - 70% expriment un CAP positif
duits sans métaux lourds				
Rozan et al. (2002)	Pommes, pommes de terre et baguette 120 participants	Enchère de Vickrey et procédure BDM	CAP pour les produits. Puis, révélation d'information sur les métaux lourds et CAP pour produits avec ou sans contrôle des métaux lourds	- Les produits labellisés ont un CAP supérieur par rapport première évaluation des produits non labellisés - Le produit non labellisé est dévalué après révéla d'information sur les métaux lourds pour les pommes - Selon le mécanisme, le CAP du produit écolabellisé supérieur au CAP du produit non labellisé après révéla d'information pour les pommes de terre et/ la baguette
duits sans utilisation d'hormones				
Alfnes et Rickertsen (2003)	Viande de bœuf 106 participants (cafétéria de l'université)	Enchère multiple de Vickrey	CAP pour du bœuf irlandais, norvégien, américain avec hormones et américain sans hormones	- CAP: Bœuf norvégien>>bœuf irlandais>>bœuf américain hormones>> bœuf américain avec hormones - 50% des participants ont un CAP au moins identique pou bœuf irlandais et le bœuf américain sans hormones - 1/3 des participants ont un CAP au moins identique pou bœuf norvégien et le bœuf américain sans hormones - 25% des participants ont un CAP nul pour le bœuf améri avec hormones
Fox et al. (1994)	Lait 45 participants	Enchère de Vickrey	CAP pour du lait de vache traité avec de la somatotrophine	Plus de 50% des participants ont un CAP positif pour le lait "a hormones"
duits sans utilisation de boues de stations d'épuration				
Stenger (2000)	Fruits et légumes 64 étudiants	Méthode du référendum	CAP en situation de risque ou d'incertitude	Pas de différence significative entre les CAP de risque (14% d plus) ou d'incertitude (18% de plus)
duits sans OGM				
Noussair et al. (2001)	Gâteaux au chocolat 97 participants	Procédure BDM	CAP pour des produits sans OGM, avec OGM, biologiques ou non. Révélation séquentielle d'information sur différents produits (S, L, C et N).	Produit: S | L | C | N *Information*: *Avec OGM* | - | - | *Sans OG* Evolution CAP: **-37,5%** | **-1,2%** | **-0,4%** | **7,7%** *Information*: *Ingrédient OGM autorisé* | *<1% OGM* | *<0,1% OGM* | *Pas d'OG détectab* Evolution CAP: **-1%** | **-9%** | **1,4%** | **2,9%** *Information*: *Information générale sur les OGM* Evolution CAP: **5,5%** | **0,4%** | **3,8%** | **3,1%**
duits avec divers attributs				
Combris et al. (2002)	Champagne 120 participants	Enchère de Vickrey et procédure BDM	CAP pour des champagnes à l'aveugle, avec l'étiquette des produits sans goûter et enfin, avec l'étiquette et la possibilité de goûter	- A l'aveugle, les CAP pour les champagnes sont équivalents - Avec l'étiquette des produits, les CAP augmentent pour grandes moyennes marques et diminuent pour les premiers pri - Avec les étiquettes et la possibilité de goûter, les C diminuent (champagnes perçus comme peu différents du poin vue sensoriel)
Wertenbroch et Skiera (2002)	Coca-Cola (200 participants sur la plage) Cake (200 passagers d'un ferry)	Procédure BDM et Evaluation contingente	CAP mesuré par les deux méthodes dans une logique de comparaison	- Les CAP déclarés sont souvent des prix ronds contrairen aux prix BDM. - Les CAP BDM sont inférieurs aux CAP déclarés - Fiabilité de la procédure BDM (résultats stables au sein sous-échantillons) pour les 2 produits mais uniquement pou boisson dans le cas des CAP déclarés
Lusk et al. (2001)	Steaks 313 participants	Procédure BDM sur le point de vente	CAP pour un steak plus tendre	- Les produits goûtés à l'aveugle sont perçus comme différent - Les CAP de beaucoup de consommateurs sont positifs - La fourniture d'information sur la tendreté des steaks augm les CAP pour des steaks plus tendres

Tableau III.1.6 : Revue de quelques expériences d'évaluation de biens

CONCLUSION

Ce chapitre nous a permis d'introduire les méthodes d'évaluation des biens. Nous nous sommes focalisés sur les biens publics dans la section B du fait de l'impossibilité de s'appuyer directement sur le marché pour déterminer leur valeur. Ceci nous a permis d'introduire les méthodes expérimentales (section C) dont les plus utilisées sont l'enchère de Vickrey et la procédure BDM. Ces deux méthodes, bien que théoriquement équivalentes, diffèrent dans les évaluations fournies. Cependant, il apparaît difficile de trancher concernant l'efficacité d'une méthode par rapport à une autre. Nous pouvons dégager des éléments importants pour la mise en œuvre de notre étude.

Une caractéristique intéressante, pour nous, des méthodes expérimentales est bel et bien la possibilité de contrôler l'environnement de l'expérience, et notamment de faire varier l'environnement informationnel. Nous avons choisi pour notre expérience d'utiliser la procédure BDM du fait de sa simplicité. Elle permet d'atténuer la complexité de notre protocole dans lequel les produits varient selon leur étiquetage et où une information est fournie aux participants. Elle évite aussi la compétition entre les participants. Le paiement des sujets nous permet d'éviter les biais de sélection de l'échantillon (coût d'opportunité du temps). Les différents traitements appliqués sur les mêmes sujets peuvent faire l'objet d'un tirage au sort. Cela semble même améliorer l'efficacité de la méthode expérimentale.

Chapitre 2

Protocole expérimental de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

L'objectif de ce chapitre est de présenter le protocole mis en œuvre pour répondre à nos questions de recherche. Nous avons choisi d'utiliser la procédure BDM, mécanisme expérimental de révélation des préférences. Il nous permet de contrôler l'environnement informationnel de l'enquête. Grâce à cette méthode, nous voulons mesurer le consentement à payer pour des produits issus de l'agriculture biologique et pour des produits portant une mention générale de respect de l'environnement. Nous souhaitons, à l'aide d'une révélation séquentielle d'information, mesurer la part de ce consentement à payer attribuable à des préoccupations sanitaires et gustatives, c'est-à-dire privées.

Les divers éléments de la mise en œuvre du protocole expérimental sont organisés en 3 sections. Dans la section A, nous exposons l'objectif de l'étude expérimentale. Dans la section B, nous présentons les produits utilisés dans l'expérience. Il s'agit de différents jus d'orange. Ensuite, nous exposons les deux méthodes de mesure employées dans l'expérience (section C). L'originalité du protocole vient de l'utilisation de ces deux méthodes. La méthode 1 fait intervenir un groupe de 58 consommateurs (groupe II). La méthode 2 implique un second groupe de 70 participants (groupe I), à qui les produits sont présentés et pour qui on fait varier l'environnement informationnel au cours du temps. Cette fois, les deux groupes évaluent les produits mais chacun sous des conditions informationnelles différentes. Nous comparons les résultats de deux méthodes. La section D présente le déroulement de l'expérience : la méthode de sélection des participants, le déroulement et les caractéristiques de la procédure d'évaluation BDM et le recueil des données sur les participants à travers un questionnaire. Nous réalisons notamment une revue de la littérature des variables susceptibles d'influer sur la préférence des participants ou leur consentement à payer pour les écoproduits. Cette revue nous sera particulièrement utile dans le chapitre suivant pour spécifier nos modèles économétriques dans l'analyse des résultats.

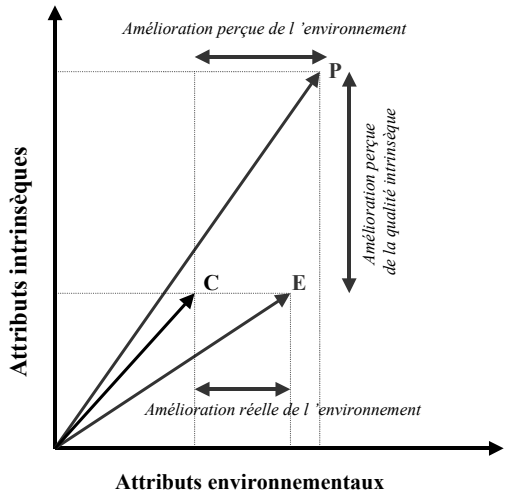
A. OBJECTIF DE L'ETUDE

Nous proposons d'expliciter, les liens entre les différentes caractéristiques des produits l'agro-alimentaires, notamment entre les caractéristiques environnementales, d'une part, et sanitaires et gustatives, d'autre part.

Contrairement à de nombreuses analyses où les caractéristiques des biens sont souvent considérées comme indépendantes, nous réalisons une analyse multi-attribut. Par exemple, dans la figure III.2.1, nous considérons que les produits agro-alimentaires sont composés d'attributs à caractère privé, comme la santé ou le goût, et d'attributs environnementaux à caractère public.

Nous supposons que les consommateurs perçoivent un lien entre ces deux catégories d'attributs. Considérons un produit conventionnel C. Si le produit C est fabriqué avec un procédé respectueux de l'environnement, objectivement, il devient un écoproduit E. Considérons alors la perception des consommateurs pour le produit E. Les problèmes cognitifs, les croyances des consommateurs et les efforts du marketing, peuvent conduire le consommateur à percevoir le produit E comme possédant plus (ou moins) d'attributs environnementaux. Les consommateurs peuvent alors percevoir le produit E comme étant le produit P.

Figure III.2.1 : Liens perçus entre les différents attributs des biens



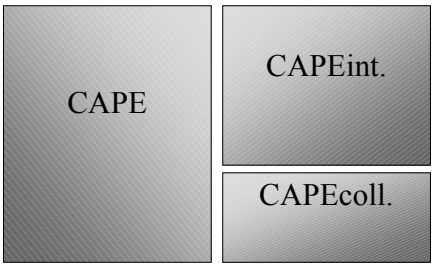
De nombreux consommateurs attendent, des produits agro-alimentaires issus de procédés de fabrication respectueux de l'environnement, qu'ils aient un meilleur goût que les produits conventionnels. D'après plusieurs études expérimentales (Deliza et al., 1999 ; Johansson et al., 1999), l'apport d'informations à propos de l'impact environnemental des méthodes de production, influence positivement la qualité perçue par les consommateurs.

L'objectif de notre étude est double. D'une part, mesurer les CAP des consommateurs pour divers écoproduits et l'influence de variables socio-démographiques, d'attitude et de comportement sur les consentements à payer. D'autre part, mesurer la part du CAP des consommateurs qui provient du lien que fait le consommateur entre attributs environnementaux et attributs intrinsèques (sanitaires et gustatifs) des produits et l'influence des variables précédentes sur ce consentement à payer.

☞ Hypothèse : Le CAP pour les attributs environnementaux (CAPE) des écoproduits alimentaires a deux composantes. L'une des composantes (CAPEint) est un CAP que nous désignons d'intrinsèque. Il est dû à la croyance selon laquelle la présence d'attributs environnementaux implique des caractéristiques intrinsèques –essentiellement privatives (goût et santé)– supérieures. L'autre composante (CAPEcoll) recouvre le reste des motivations à l'achat dont un CAP pour les bénéfices essentiellement collectifs de préservation de l'environnement.

Nous schématisons notre hypothèse sur la figure III.2.2.

Figure III.2.2 : Caractérisation du consentement à payer des consommateurs pour des écoproduits



Nous présentons à présent le protocole de l'expérience qui nous permettra d'expliciter ce lien entre attributs.

B. PRODUITS UTILISES DANS L'EXPERIENCE

Le produit biologique étant le seul écolabel officiel pour les produits agro-alimentaires, il nous a semblé intéressant d'étudier à la fois un produit étiqueté "issu de l'agriculture biologique" (que nous nommerons produit B) et un produit étiqueté avec une mention générale relative à l'environnement telle que "respectueux de l'environnement" (que nous nommerons produit C) par rapport à un produit conventionnel (que nous nommerons A).

L'expérience suppose que les produits existent réellement. En effet, les participants doivent pouvoir acheter les produits et les transporter à la fin de l'expérience. Nous avons ainsi réalisé une recherche en magasin pour des produits alimentaires susceptibles d'être déclinés en trois versions (A, B et C).

Nos recherches nous ont menés à choisir un jus d'orange de la marque *Carrefour*. Cette catégorie de produit présente l'avantage d'avoir une version conventionnelle (produit α) et une version biologique (produit β), mais malheureusement, ces deux produits diffèrent sous plusieurs caractéristiques telles que l'origine ou la forme de la bouteille. Les caractéristiques de chacun de ces deux produits sont présentées dans le tableau III.2.1.

	Produit α	**Produit β**
Type de produit	100% Pur jus d'orange	
Marque	Carrefour	
Contenance	1L	
Type de contenant	Bouteille en verre	
Forme de la bouteille	carrée	ronde
Origine	Floride	Costa Rica
Mode de production	Conventionnel	Biologique
Prix	1,75€	2,26€
Mentions particulières sur l'étiquette	-	"Issu de l'agriculture biologique" "Les techniques agricoles utilisées contribuent à la préservation de l'environnement en évitant la contamination des sols."

Tableau III.2.1 : Caractéristiques des deux jus d'orange sélectionnés dans le commerce

A partir de ces deux jus d'orange, en modifiant les étiquettes des produits, grâce au logiciel *Photoshop*, nous créons trois étiquettes de produits qui correspondent à ce que nous recherchons pour l'expérience. Les étiquettes des produits A, B et C sont présentées sur la figure III.2.3[166]. Toutes les mentions communes aux produits α et β sont conservées pour créer l'étiquette du produit A (100% pur jus d'orange de marque *Carrefour* en bouteille de verre de 1L). L'étiquette du produit B correspond à l'étiquette du produit A, additionnée de la mention "Issu de l'agriculture biologique". Enfin, l'étiquette du produit C correspond à l'étiquette du produit A, additionnée de la mention, tronquée par rapport à l'étiquette originale du produit β, "Les techniques agricoles utilisées contribuent à la préservation de l'environnement". Chacun des produits B et C contient une des mentions particulières du produit β. Nous avons omis certaines informations par rapport à l'étiquette du produit β. Ainsi, durant les sessions expérimentales, lorsqu'un participant achète le produit A, il reçoit le produit α et lorsqu'il achète le produit B ou le produit C, il reçoit le produit β.

[166] Etant donnée la nature de l'étiquette, la marque *Carrefour* a été conservée. Il était difficile de maquiller son absence avec *Photoshop*. Nous contrôlons son effet, dans le questionnaire, en mesurant le niveau de confiance envers la marque. La variable n'est pas significative pour expliquer les prix donnés par les participants. Globalement, les participants avaient confiance envers la marque.

Nous insistons sur le fait que les participants ne savaient pas que les produits B et C correspondaient, en fait, au même produit β. Nous avons pris soin de ne pas tromper les individus en ne modifiant pas l'étiquetage des produits mais en omettant certaines informations.

PRODUIT A	**PRODUIT B**	**PRODUIT C**
Jus d'orange conventionnel	*Jus d'orange biologique* "Issu de l'agriculture biologique"	Jus d'orange respectueux de l'environnement "Les techniques agricoles utilisées contribuent à la préservation de l'environnement"

Figure III.2.3 : Etiquettes des produits A, B et C utilisées dans l'expérience

C. METHODES DE MESURE ET DE CARACTERISATION DES CONSENTEMENTS A PAYER

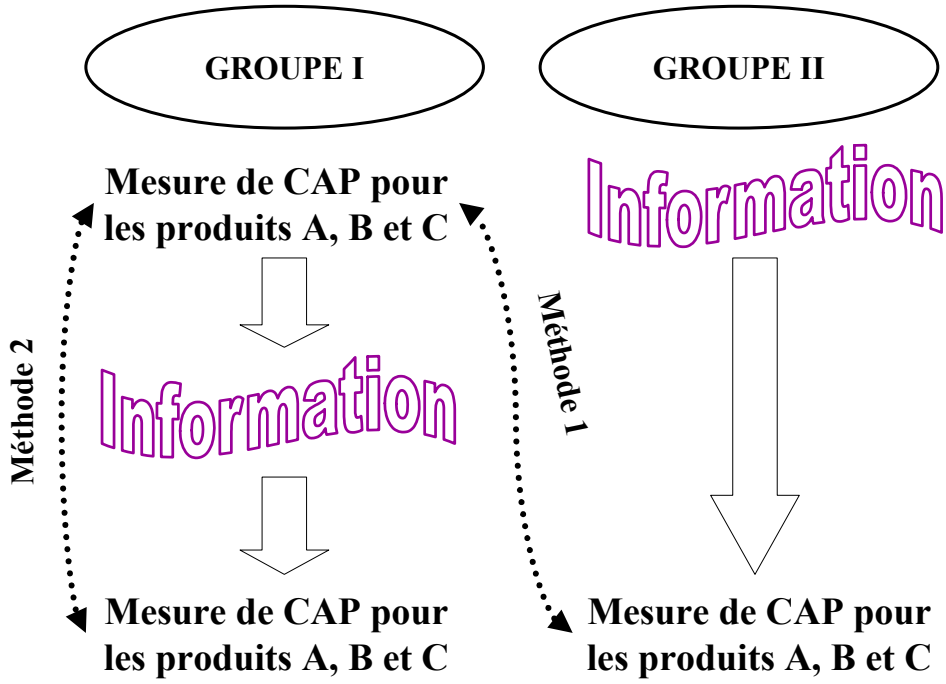
L'objectif de l'étude est double. D'une part, nous souhaitons mesurer les consentements à payer (CAP) des consommateurs pour des produits biologiques et des produits respectueux de l'environnement. D'autre part, nous souhaitons déterminer la part de ce CAP qui est due à une contribution pour la santé et/ou le goût.

a. Deux méthodes de mesure des consentements à payer

Pour cela, notre première intuition a été de procéder en trois temps : (i) mesurer le CAP des participants pour les produits A, B et C, (ii) donner une information indiquant que les produits B et C sont moins nuisibles à l'environnement mais peu différents du produit A en ce qui concerne le goût et la qualité sanitaire, et (iii) mesurer à nouveau le CAP des participants.

Cette façon de procéder en trois temps, que nous appellerons méthode 2, est indiquée sur la figure III.2.4. Elle consiste à comparer, pour un groupe de consommateurs, qui est ici le groupe I, et pour chacun des produits, les prix après information avec les prix avant information.

Figure III.2.4 : Deux méthodes de mesure et de caractérisation des consentements à payer pour des écoproduits



Cependant, cette méthode peut présenter l'inconvénient d'amener les individus à devoir désavouer leur première évaluation après avoir reçu cette information. La conséquence pourrait être que les participants ont tendance à maintenir leur première évaluation. Par ailleurs, cette méthode révèle clairement aux participants le but de l'étude et ceux-ci pourraient être influencés par le désir d'accomplir ce que l'expérimentateur attend d'eux (effet Hawthrone)[167].

[167] Ces biais potentiels ont été mis en évidence lors de communications personnelles avec Frode Alfnes (Agricultural University of Norway, Norvège), Sean Fox (Kansas State University, Etats-Unis) et Jason Lusk (Mississipi State University, Etats-Unis).

Nous avons donc utilisé une autre méthode, la méthode 1 sur la figure II.2.2, que nous avons menée en parallèle de la méthode 2. Dans la deuxième méthode, le principe est de sélectionner deux groupes de participants : le groupe I évalue les produits A, B et C en ayant comme seule information les étiquettes des produits, et le groupe II reçoit l'information avant d'évaluer les produits A, B et C.

Dans la méthode 2, il est réalisé deux évaluations des produits : sans et avec information. Lors de la première évaluation, les participants ne savaient pas qu'ils recevraient une information et qu'ils donneraient une deuxième évaluation des produits. Ainsi, dans le groupe I, la première évaluation n'a pas été influencée par l'existence d'une deuxième évaluation. L'application de la méthode 2 sur le groupe I n'a pas influencé la mise en œuvre de la méthode 1. Les deux méthodes ont pu être menées en parallèle.

On peut résumer schématiquement les deux méthodes dans le tableau III.2.2, ainsi que la manière dont sera mesuré l'effet de l'information.

Méthode	**Groupe(s) concerné(s)**	**Mesure de l'effet de l'information sur le prix (P) des produits**
1	Groupe I	$P^{\text{Groupe I}}_{\text{après information}} - P^{\text{Groupe I}}_{\text{avant information}}$
2	Groupe I et II	$P^{\text{Groupe II}} - P^{\text{Groupe I}}_{\text{avant information}}$

Tableau III.2.2 : Mesure de l'effet de l'information à travers les deux méthodes

b. Construction de l'information fournie dans l'expérience

Nous nous sommes basés, pour construire l'information fournie aux participants de l'expérience, sur diverses études comparant l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle[168]. Ces études convergent sur le fait que la qualité intrinsèque des aliments est très variable et que les sources de

---

[168] Etudes comparatives et revues de la littérature réalisées par divers organismes :

- La vérité sur le bio, Que Choisir ?, n°383, juin 2001.

- Evaluation nutritionnelle et sanitaire des aliments issus de l'agriculture biologique, rapport de l'AFSSA, juillet 2003, 236p. (dossier préalable de revue de la littérature disponible sur le site www.afssa.fr dès juin 2001) ;
- Influence de l'agriculture biologique sur l'innocuité et la qualité des aliments, 22ème Conférence Régionale de la FAO pour l'Europe, Porto, Portugal, 24-28 juillet 2000.

contamination, autres que les pratiques des agriculteurs, peuvent être diverses. Les informations sont souvent contradictoires concluant parfois à la supériorité des produits biologiques et parfois non. Nous avons donc construit notre information sur le principe d'une absence de garantie *absolue* sur la supériorité des qualités sanitaires et gustatives des aliments biologiques, étant donné que la certification porte sur une méthode de production et non sur des résultats dans ce domaine (voir notre discussion sur les approches système et produit dans le chapitre 5 de la partie I). Nos participants étaient tirés au sort dans la population dijonnaise et ne permettaient donc pas la fourniture d'une information complexe, qui pourrait, par contre, convenir à des étudiants, par exemple. L'information se devait d'être assez succincte et facile à comprendre, quitte à avoir, parfois, un style répétitif. Ces considérations nous ont aussi guidé dans la rédaction des différents courriers et des instructions (voir section C). L'information fournie aux participants est présentée dans l'encadré III.2.1.

Encadré III.2.1 : Information fournie aux participants

Voici quelques informations concernant deux des produits qui vous sont présentés. Ces informations sont le résultat d'études scientifiques.

Information sur le produit "Issu de l'agriculture biologique"
Ce produit est issu de l'agriculture biologique. L'agriculture biologique est une méthode de production des denrées alimentaires sans apport par l'agriculteur de substances chimiques de synthèse.

La première motivation des consommateurs lorsqu'ils achètent des produits biologiques est la recherche de produits ayant un meilleur goût et meilleurs pour la santé. Or, les études ne permettent pas d'affirmer de manière claire que ces produits ont meilleur goût ou sont meilleurs pour la santé. Les produits issus de l'agriculture biologique ne sont pas une garantie absolue de meilleur goût ou de meilleure santé par rapport aux produits conventionnels.

Le niveau de pollution dû à la production de produits biologiques est moins élevé que dans la production de produits conventionnels. La production de produits biologiques contribue donc au respect de l'environnement.

Information sur le produit "Les techniques agricoles utilisées contribuent au respect de l'environnement"
Il a été produit avec des méthodes moins nuisibles à l'environnement. Ce n'est pas une garantie de meilleur goût et de meilleure santé par rapport à un produit conventionnel.

D. DEROULEMENT DE L'EXPERIENCE ET PROCEDURE

Nous présentons la procédure de sélection des participants, le déroulement de l'expérience ainsi qu'une revue de la littérature sur la mesure de consentements à payer pour des écoproduits agro-alimentaires, qui nous a permis de déterminer les variables pertinentes à mesurer à travers le questionnaire final.

a. Sélection des participants

Du fait de la nature des biens évalués, nous pressentons une influence importante de caractéristiques socio-démographiques (revenu, âge) qui exclut de limiter les participants à une population exclusivement étudiante. Les participants ont donc été sélectionnés de manière aléatoire dans l'annuaire téléphonique. Nous avons sélectionné 1110 foyers et leur avons adressé une lettre expliquant que le foyer serait bientôt contacté par téléphone pour participer éventuellement à une expérience d'environ 1 heure pour laquelle ils seraient rémunérés 25€[169]. La lettre se trouve en annexe 3. Lors de nos appels téléphoniques, à travers des questions portant sur la consommation de boissons et l'achat de produits alimentaires, nous avons sélectionné les individus consommant du jus d'orange et habitués à effectuer des achats de produits alimentaires. Nous n'avons accepté qu'un seul participant par foyer. Le guide d'entretien téléphonique se trouve en annexe 4. Enfin, une lettre de confirmation expliquant la procédure BDM et indiquant la date, l'horaire et le lieu de l'expérience a été envoyée aux individus ayant accepté de participer à l'expérience (voir annexe 5). Bien que cela contribue à un taux de réponse plus faible, nous avons choisi d'expliquer la procédure BDM avant que les individus ne viennent à l'expérience car dans d'autres expériences, il a été noté des réactions inattendues de la part de certains participants lorsqu'ils découvraient la procédure d'évaluation des biens et l'éventualité d'un achat réel[170].

Avec cette procédure de recrutement des participants à l'expérience, nous avons constaté un grand nombre de défections du fait que les individus découvraient, *après* avoir donné leur accord de

[169] La somme nous semble à présent, *a posteriori*, trop élevée. Dans la conception de l'expérience, nous avons procédé par tâtonnement, apprenant au fur et à mesure de sa mise en œuvre. Cependant, la somme étant indiquée sur l'ensemble des lettres envoyées initialement, nous ne pouvions ensuite modifier les règles de participation à l'expérience.

[170] A titre d'exemple, Alfnes et Rickertsen (2003) rapportent que, dans une de leurs sessions d'évaluation de biens à l'aide d'enchères de Vickrey, un participant a refusé de suivre les instructions. Selon lui, l'expérience ne correspondait pas à ce à quoi il s'attendait. Les auteurs, ayant noté dans cette session des estimations particulièrement basses, ont été contraints d'éliminer de leurs observations l'ensemble de la session car il était manifeste que la réaction de ce participant avait influencé les estimations des autres participants.

participation, l'existence de possibilités d'achats réels[171]. Pour cette raison, en plus de la difficulté matérielle présentée par la méconnaissance préalable du nombre (même approximatif) de participants à chaque session, nous avons choisi d'utiliser une autre procédure de recrutement. Toujours à partir de tirage aléatoire dans l'annuaire, nous avons envoyé à 101 foyers une lettre présentant directement la procédure BDM, suivie d'un appel téléphonique. Le taux de présence à l'expérience a été nettement meilleur.

Nous avons réalisé 11 sessions qui avaient lieu à 18h30, sauf pour une session qui a eu lieu à 17h00. Les participants ont été répartis dans les différentes sessions en fonction de leurs disponibilités.

b. Déroulement

L'expérience a eu lieu à l'INRA/ENESAD dans une salle de réunion. Le déroulement de l'expérience a été le suivant :

(1) Chaque participant recevait, à son arrivée, un paiement forfaitaire de 25€, lui appartenant quelques soient ses décisions dans l'expérience.

(2) Les participants étaient placés chacun à une table, sur laquelle étaient disposés les produits A, B et C. Nous avons fait varier l'ordre de présentation des trois bouteilles (ABC, ACB, BCA, BAC, …) afin de prévenir l'existence d'un effet "ordre". La présentation systématique des bouteilles dans l'ordre ABC pourrait amener les participants à penser implicitement que les produits sont classées par ordre de qualité ou de prix. Dans l'analyse économétrique, l'ordre de présentation a été non-significatif. Un numéro d'identification était attribué à chaque participant afin de garantir l'anonymat.

(3) Puis, les instructions étaient lues à voix haute. Elles contiennent l'obligation de ne pas communiquer les uns avec les autres, rappellent la procédure BDM et l'illustrent à l'aide d'un exemple sur du café. En nous appuyant sur Wertenbroch et Skiera (2002), nous avons choisi de familiariser les participants avec le protocole à travers un exemple fictif sur du café. Quatre situations possibles sont présentées et expliquées aux participants (annexe 6), afin d'apprendre aux

[171] L'appel des personnes, pour comprendre les motifs de leur défection, a suscité des réactions très vives. La plupart des individus se sont sentis "trompés" du fait qu'ils s'attendaient à une expérience sans achats de produits. Il faut ajouter que certains ont, sans doute, exagéré leurs plaintes, pour pouvoir justifier leur absence à l'expérience.

participants qu'il est dans leur intérêt de révéler leur véritable consentement à payer. Cette façon de procéder (mettre en situation les participants de manière fictive) n'est pas la méthode généralement choisie en économie expérimentale, où les participants sont plutôt mis en situation par la mise en œuvre effective de la procédure, d'abord sur d'autres produits que le produit à évaluer puis, à travers la répétition des évaluations sur le même produit. Nous revenons sur cette particularité de notre protocole dans la discussion des résultats au chapitre suivant.

(4) Si la session concernait le groupe II, les instructions étaient suivies de la lecture de l'information indiquant l'absence de garantie de meilleure qualité sanitaire ou gustative pour les produits B et C en comparaison avec A.

(5) Ensuite, les participants évaluaient les trois produits A, B et C simultanément en répondant par écrit à la question : *"Quelle est la somme maximale que vous seriez prêt à payer pour le produit A ? Pour le produit B ? Pour le produit C ?"*

(6) En s'appuyant sur Wertenbroch et Skiera (2002), après quelques minutes laissées pour leur réflexion, nous proposions aux participants la possibilité de réviser les valeurs données en projetant les participants dans la situation de tirage au sort de la procédure BDM. Wertenbroch et Skiera (2002) réalisent une enquête, après mesure du consentement à payer, afin de déterminer les perceptions des participants sur la procédure employée. Les participants ont assez bien compris le mécanisme et la stratégie optimale à adopter. Dans notre expérience, nous posions la question suivante : *"Supposons que le prix tiré au sort soit de 10 centimes d'euros supérieur à la valeur que vous avez inscrite, seriez-vous tout de même prêt à acheter le produit ? Si oui, c'est que la valeur que vous avez inscrite n'est pas la somme maximale que vous seriez prêts à payer pour chacun des produits."* Quelques minutes étaient ensuite laissées pour que les participants révisent éventuellement leurs prix. Les évaluations étaient réalisées en euros et les participants avaient à leur disposition une grille de conversion des francs en euros[172]. Ils savaient que leur évaluation pour une bouteille serait multipliée par quatre puisque les achats éventuels portaient sur des lots de quatre bouteilles de jus d'orange. Nous avons été confrontés à la difficulté de faire un compromis entre (i) proposer un lot de bouteilles suffisamment important pour que l'achat assez conséquent amène les participants à bien réfléchir à leurs estimations (surtout au regard des 25€ offerts) et (ii) permettre aux participants de transporter le lot acheté, sachant que certaines personnes s'étaient déplacées en bus ou à

[172] L'expérience a eu lieu en octobre 2002.

pied. Il nous a donc semblé difficile de proposer à l'achat un lot avec un nombre de bouteilles de 1L supérieur à quatre[173].

(7) Si la session correspondait au groupe I, l'information était lue aux participants et on procédait à une nouvelle évaluation des produits A, B et C selon la procédure précédente.

(8) L'étape suivante a été de procéder, de manière individuelle, à deux tirages au sort : (i) du produit, objet de l'achat éventuel, nous permettant de déterminer l'estimation des participants avec laquelle serait comparé le prix tiré au sort (voir le chapitre précédent sur la capacité de ce mécanisme à conserver l'incitation à révéler ses préférences), et (ii) du prix déterminant l'achat ou l'absence d'achat. Le premier tirage au sort a été effectué parmi les produits A, B ou C pour le groupe II. En ce qui concerne le groupe I, les participants tiraient au sort à la fois le produit et le moment où l'évaluation a été réalisée (avant ou après avoir reçu l'information). Pour ce groupe, l'urne contenait six jetons : A, B, C, Ainfo, Binfo et Cinfo. Dans tous les cas, le tirage au sort du prix était effectué à partir d'une urne contenant une distribution comprise entre 0,5€ et 2,30€ (de 0,10€ en 0,10€). Les participants ne connaissaient pas les bornes de la distribution, afin d'éviter les effets d'ancrage (Bohm et al., 1997), mais savaient que la distribution reflétait celle des prix des jus d'orange sur le marché. De fait, la borne inférieure de 0,5€ correspond au prix du jus d'orange premier prix et la borne supérieure de 2,30€ (2,26€ en réalité) au prix du jus d'orange le plus cher. Les instructions précisaient aux participants qu'ils pouvaient observer le contenu de l'urne à la fin de l'expérience. Parmi les 129 participants, une seule personne a demandé à voir le contenu de l'urne.

(9) Après l'évaluation des produits et le tirage au sort BDM, les participants remplissaient un questionnaire anonyme concernant leurs caractéristiques socio-démographiques mais aussi leurs habitudes d'achats de produits alimentaires notamment biologiques (voir annexe 7). Le questionnaire visait notamment à recueillir les variables que nous utiliserons dans le traitement des résultats. La partie c de cette section expose une revue de la littérature afin d'identifier les variables pertinentes déterminant le CAP pour des écoproduits alimentaires.

(10) A la fin de l'expérience, les participants qui avaient tiré un prix ne leur permettant pas d'acheter, étaient remerciés et invités à quitter la salle, puis, les achats et paiements de chaque autre participant étaient réalisés de manière privée.

[173] La contenu de chaque bouteille ainsi que le contenant en verre correspond à environ 5kg pour 4 bouteilles.

c. Revue de la littérature sur le consentement à payer pour des écoproduits

Notre questionnaire final visait à recueillir les variables déterminant les prix des individus. Une revue de la littérature sur les déterminants des consentements à payer pour des écoproduits agro-alimentaires est présentée dans le tableau III.2.3. Les études sont présentées de manière chronologique (de la plus récente à la plus ancienne) sous quatre critères de comparaison : le but de l'étude, les tests et la méthodologie employés ainsi que les principaux résultats.

Les modèles dans la littérature concernent deux types de variables dépendantes : (i) la probabilité d'achat ou la préférence pour des produits alimentaires respectueux de l'environnement et (ii) le consentement à payer pour ces produits. Les études concernant le comportement effectif d'achat de produits respectueux de l'environnement sont relativement rares car, soit difficiles à réaliser dans les faits – vérification des achats effectifs dans les placards et le réfrigérateur (Agriculture Canada, 1993) – soit correspondantes à des données privées (Armand-Balmat, 2002 ; Teisl et al., 2002).

	But	***Tests***	**Méthodologie**	**Résultats**
Grankvist (2002)	Etude des déterminants du changement de comportement d'achat (passage à l'achat de produits biologiques).	Régression sur données de panel.	Enquête consommateurs par courrier sur 18 mois. 220 participants.	Déterminants du changement de comportement d'achat : - Conscience des problèmes environnementaux (+) (déterminant crucial dans les premières phases du processus de changement de comportement) - Croyances par rapport aux avantages des produits biologiques (+) (déterminant crucial dans les phases finales du processus de changement de comportement) - Norme perçue du bien fondé de l'achat de produits biologiques (+) - Prix (ns)
Lockie et al. (2002)	Etude des déterminants de l'achat de produits biologiques	Statistiques descriptives.	Groupes de discussion. Enquête téléphonique auprès de 1200 foyers. Australie.	Déterminants de l'achat de produits biologiques : - Niveau d'étude (+) - Revenu (+) - Sexe (F)
Millock et al. (2002)	Etude des déterminants du consentement à acheter des produits biologiques.	Régression Logit.	Enquête auprès d'un "panel" (au sens du marketing) de consommateurs sur les achats réels. 91 participants.	Déterminants du consentement à acheter des produits biologiques : - Age (-) - Aspect nutritionnel (ns) - Attitude selon laquelle le consommateur ne peut faire la différence (-) - Attitude selon laquelle les problèmes environnementaux sont exagérés (-) - Enfants de moins de 10 ans au foyer (-) - Engagement dans des activités environnementalistes (ns) - Préoccupation pour la santé (ns) - Prix (-) - Sexe (M)
Moon et al. (2002)	Etude des déterminants du consentement à payer des consommateurs pour des écoproduits agro-alimentaires.	1) Régression Probit ordonné sans biais de sélection. 2) Régression en modèle "double obstacle" (Probit suivi d'un Tobit).	Enquête en face-à-face. Allemands de l'Est et de l'Ouest. 525 participants.	Déterminants du consentement à acheter des écoproduits agro-alimentaires : - Age (-) - Habitant en Allemagne de l'Ouest (+) - Niveau d'éducation (ns) - Préoccupation pour la qualité sanitaire des aliments (+) - Revenu du foyer (ns) - Sexe (ns) - Situation familiale (ns) - Travail à temps plein (-)
Gil et al. (2001)	Déterminants de la consommation de produits biologiques.	Statistiques descriptives.	Enquête par entretien individuel en face-à-face. Evaluation contingente. 400 participants. Espagne.	Déterminants de la consommation de produits biologiques : - Age (-) - Niveau d'éducation (+) - Revenu individuel moyen (+) - Sexe (F) - Taille du foyer (+)
Johnson et al. (2001)	Déterminants des préférences des consommateurs pour des produits de la mer écolabellisés.	Régression Logit.	Analyse conjointe. Enquête téléphonique. 6220 participants.	Déterminants du choix - Age (+) - Budget hebdomadaire pour l'achat de produits de la mer (-) - Fréquence d'achat du produit (+) - Importance de la fraîcheur du produit (+) - Membre d'une association environnementale (+) - Niveau d'éducation (-) - Revenu (+) - Sexe (F)
Loureiro et al. (2001)	Déterminants du choix entre des pommes écolabellisées (ECO), des pommes biologiques (BIO) et des pommes conventionnelles (CONV).	Régression Logit multinomial.	Enquête en magasin. Evaluation contingente. 285 participants.	Déterminants de la probabilité de choix de BIO plutôt qu'ECO : - Attitudes par rapport à l'environnement (+) - Enfants mineurs au foyer (+) - Qualité perçue d'ECO (-) - Souci pour la sécurité sanitaire (+) - Taille du foyer (-) Déterminants de la probabilité de choisir CONV : - Attitudes par rapport à l'environnement (-) - Enfants mineurs au foyer (-) - Qualité perçue d'ECO (-) - Souci pour la sécurité sanitaire (-) - Taille du foyer (+)
Boccaletti et Nardella (2000)	Déterminants du consentement à payer pour des fruits et légumes frais sans résidus de pesticides.	Régression Probit ordonné.	Enquête en magasin. 336 participants.	Déterminants du consentement à payer pour des produits sans résidus de pesticides : - Age (ns) - Connaissance de l'effet des pesticides (ns) - Enfants de moins de 10 ans au foyer (ns) - Niveau d'éducation (-) - Niveau de connaissance sur les risques sanitaires (ns) - Préoccupation pour les pathogènes dans les aliments (ns) - Préoccupation pour les risques liés aux résidus de pesticides (+) - Revenu du foyer (+) - Sexe (F)

Hurley (2000)	Consentement à payer pour de la viande de porc avec attributs environnementaux (réduction des odeurs, réduction de la pollution des eaux souterraines et de surface).	Régression modèle de Lee (généralisation du modèle "double obstacle" : Probit+Tobit).	Enchères de Vickrey. 329 participants.	Déterminants du consentement à acheter : - Age (-) - Fréquence de consommation du produit (ns) - Niveau d'éducation (ns) - Revenu (ns) - Sexe (F) - Taille du foyer (ns) Déterminants du consentement à payer : - Age (-) - Fréquence de consommation du produit (-) - Niveau d'éducation (+) - Revenu (-) - Sexe (F) - Taille du foyer (ns)	
Kotchen et al. (2000)	Déterminants de l'achat et du consentement à payer pour du café d'ombre (respectueux de l'environnement).	Régression Logit.	Observation des choix d'achat dans 2 cafés et questionnaire puis évaluation contingente (consentement à acheter selon le surprix proposé). 226 participants.	Déterminants de la décision d'achat effective : - Préoccupation environnementale (+) - Revenu (+) - Sexe féminin (ns) Déterminant de la probabilité d'achat déclaré : - Connaissance du café d'ombre (+) - Préoccupation environnementale (+) - Prix (-) - Revenu (ns) - Sexe (ns)	
Blend et Van Ravenswaay (1999)	Déterminants de l'intention d'achat de pommes écolabellisées.	Régression en modèle "double obstacle" (Probit+Tobit).	Enquête téléphonique. 893 participants.	Déterminants de l'achat de pommes conventionnelles en l'absence de pommes écolabellisées : - Achat de pommes biologiques (ns) - Achat en épiceries ou supermarchés (ns) - Age (-) - Niveau d'éducation (+) - Prix des pommes conventionnelles (-) - Revenu (+) - Sexe (ns) - Taille du foyer (ns) Déterminants de l'achat de pommes écolabellisées : - Achat de pommes biologiques (ns) - Achat en épiceries ou supermarchés (ns) - Age (ns) - Certification (ns) - Connaissance de l'IPM (-) - Niveau d'éducation (+) - Nombre de promesses de l'écolabel (ns) - Prix des pommes conventionnelles (+) - Prix des pommes écolabellisées (-) - Revenu (ns) - Sexe (F) - Taille du foyer (ns) Déterminants de l'achat de pommes conventionnelles en la présence sur le marché de pommes écolabellisées : - Prix des pommes conventionnelles (-) - Prix des pommes écolabellisées (ns) - Nombre de promesses de l'écolabel (ns) - Certification (ns) - Achat en épiceries ou supermarchés (ns) - Achat de pommes biologiques (ns) - Revenu (ns) - Taille du foyer (ns) - Age (ns) - Sexe (F) - Niveau d'éducation (+)	Déterminants de la quantité achetée de pommes conventionnelles en l'absence de pommes écolabellisées : - Achat de pommes biologiques (ns) - Achat en épiceries ou supermarchés (-) - Age (+) - Niveau d'éducation (ns) - Prix des pommes conventionnelles (ns) - Revenu (ns) - Sexe (M) - Taille du foyer (+) Déterminants de la quantité achetée de pommes écolabellisées : - Achat de pommes biologiques (ns) - Achat en épiceries ou supermarchés (-) - Age (+) - Certification (ns) - Connaissance de l'IPM (+) - Niveau d'éducation (ns) - Nombre de promesses de l'écolabel (ns) - Prix des pommes conventionnelles (ns) - Prix des pommes écolabellisées (-) - Revenu (ns) - Sexe (M) - Souci pour l'environnement (+) - Souci pour la sécurité sanitaire (ns) - Taille du foyer (+) Déterminants de la quantité achetée de pommes conventionnelles en présence sur le marché de pommes écolabellisées : - Prix des pommes conventionnelles (ns) - Prix des pommes écolabellisées (ns) - Nombre de promesses de l'écolabel (ns) - Certification (+) - Achat en épiceries ou supermarchés (-) - Achat de pommes biologiques (ns) - Revenu (ns) - Taille du foyer (+) - Age (+) - Sexe (ns) - Niveau d'éducation (ns)
Deliza et al. (1999)	Effet de différents attributs de l'étiquette sur l'intention d'achat d'huile d'olive végétale.	Statistiques descriptives.	Expérience rémunérée. 123 participants.	Intention d'achat de produits écolabellisés : Age (+)	

Wessels et al. (1999)	Déterminants des préférences pour des produits de la mer écolabellisés (ecolabel MSC)	Régression Logit.	Evaluation contingente sur 3 produits (saumon, morue, crevette). 4 633 observations.	Déterminants du choix de produits écolabellisés : - Surprix par rapport au produit conventionnel (-) - Achat du produit sous forme congelée (-) - Budget hebdomadaire pour l'achat de produits de la mer (+) - Type d'organisme certificateur (ns) - Niveau d'éducation (ns) - Age (ns) - Revenu (ns) - Opinions politiques (ns) - Sexe (F) - Membre d'une association environnementale (+) - Etre abonné à un magazine environnemental (+)
Alvensleben (1998)	Déterminants de l'achat de produits biologiques.	Statistiques descriptives.	Enquêtes en face-à-face. 2000 consommateurs. France et Allemagne.	Déterminants de l'achat de produits biologiques : - Préoccupation pour l'environnement (+) - Préoccupation pour la santé (+)
IFEN (1998)	Etude des pratiques environnementales des ménages.	Statistiques descriptives.	Enquête par courrier. 8000 ménages.	Déterminant de l'achat de produits écolabellisés : - Niveau d'étude (+) - Revenu (+)
Roosen et al. (1998)	Déterminants du consentement à payer pour des pommes sans utilisation d'insecticides.	Statistiques descriptives. Régression en modèle "double obstacle" (Probit+Tobit).	Enchères de Vickrey. 54 participants.	Déterminants du consentement à payer >0 : - Age (ns) - Apparence des produits (+) - Enfants de moins de 5 ans (+) - Niveau d'éducation (ns) - Préoccupation concernant les pesticides (+) - Préoccupation pour le prix (ns) - Sexe (ns) Niveau de consentement à payer - Age (ns) - Aspect des produits (ns) - Enfants de moins de 5 ans (+) - Niveau d'éducation (ns) - Niveau de réduction dans l'utilisation de pesticides (+) - Préoccupation pour le prix (-) - Quantité de pommes consommées au foyer (-) - Revenu (+) - Sexe (ns)
Thompson et Kidwell (1998)	Déterminants de l'achat réel de produits biologiques.	Probit.	Enquête dans 2 magasins sur des pommes, brocolis, salade verte et tomates. 340 participants.	Déterminants de l'achat effectif de produits biologiques - Age (ns) - Aspect des produits (-) - Enfants de moins de 18 ans au foyer (+) - Niveau d'éducation (s) - Prix des produits (- pour l'un des magasins, ns pour l'autre) - Sexe (ns)
Govindasamy et Italia (1997) Govindasamy et al. (1998, a et b)	Déterminants du consentement à payer pour des produits IPM[174] et biologiques.	Régression (moindres carrés ordinaires) et régression Logit.	Enquêtes en magasin. 291 participants. Légumes frais.	Déterminants du consentement à payer pour produit BIO et produit IPM : - Achat de produits BIO (+) - Age (-) - Connaissance de l'IPM (+ pour BIO) - Enfants (+ pour BIO) - Lecture de rapports sur la sécurité des aliments (+ pour BIO) - Niveau d'éducation (+ pour BIO) - Revenu (+ pour IPM) - Sensible au risque (+ pour IPM) - Sexe (F)

[174] IPM : *Integrated Pest Management* : mode de culture visant essentiellement à adapter l'utilisation des produits phytosanitaires au plus près des besoins (juste dose au juste moment de la juste façon).

Wandel et Bugge (1997)	Déterminants de l'achat et du consentement à payer pour des écoproduits alimentaires.	Régression Logit.	Enquête en face-à-face. 1103 participants.	Déterminants du fait d'accorder la priorité aux qualités environnementales par rapport aux autre qualités : - Age (ns) - Lieu d'habitation (s) - Niveau d'éducation (ns) - Profession (ns) - Revenu individuel (ns) - Sexe (F) Déterminants du consentement à payer d'au moins 10% : - Age (ns) - Lieu d'habitation (ns) - Niveau d'éducation (+) - Profession (ns) - Revenu individuel (ns) - Sexe (ns) Déterminants du fait d'acheter parfois ou souvent des produits respectueux de l'environnement : - Age (ns) - Lieu d'habitation (ns) - Niveau d'éducation (+) - Profession (ns) - Revenu individuel (ns) - Sexe (M)
Roberts (1996)	Déterminants de l'achat de produits avec caractéristiques éthiques/ environnementales.	Statistiques descriptives.	Enquête par courrier. 1503 participants.	Déterminants de l'achat de produits écolabellisés : - Age (+) - Revenu (-) - Sexe (F)
Buzby et al. (1995)	Déterminants du consentement à payer pour du raisin sans utilisation d'un pesticide donné.	Régression (moindres carrés ordinaires).	Enquête par courrier. Evaluation contingente. 370 participants.	Déterminants du consentement à payer pour du raisin sans utilisation d'un pesticide donné : - Age (-) - Attitude selon laquelle le gouvernement devrait interdire tous les pesticides (-) - Niveau d'éducation (ns) - Préoccupation pour les niveaux actuels de pesticides (+) - Revenu (-) - Sexe (ns) - Taille du foyer (ns)
Agriculture Canada (1993)	Déterminants de l'achat de produits alimentaires écolabellisés.	Statistiques descriptives.	Entretiens de groupes. Questionnaires à domicile (1000 foyers) et vérification des déclarations par observation du "garde-manger" (753 ont accepté de s'y livrer). Canada.	Variables influençant le comportement d'achat de produits écolabellisés : Revenu (+) Niveau d'éducation (+)
Grünert (1993)	Déterminants du consentement à payer pour des produits biologiques.	Statistiques descriptives.	Enquêtes téléphoniques. 1476 participants. Danemark.	Variables significatives dont le sens de variation n'est pas indiqué : - Age (s) - Sexe (s) - Situation familiale (s) - Niveau d'éducation (s) - Revenu (s)
Hansen et Sørensen (1993)	Evaluation de l'effet du prix des produits sur l'achat effectif de produits écolabellisés (lait écrémé, tomates, pommes de terre).	Statistiques descriptives.	Enquête après observation du comportement d'achat (308 participants) et expérience (138 participants). Enquête en magasin spécialisé.	Déterminants de l'achat de produits écolabellisés : - Attitude positive vis-à-vis des écoproduits (+) - Prix (-)
Sundue (1993)	Déterminants de l'achat d'écoproduits agro-alimentaires.	Statistiques descriptives.	Entretiens de groupes et enquête au domicile de 1000 participants avec observation des achats.	Déterminants de l'achat de produits écolabellisés : - Capacités d'usage identiques à celles des produits conventionnels (+) - Niveau d'éducation (+) - Pas de confiance dans les écolabels (-) - Perception que le consommateur ne peut pas faire la différence (-) - Prix identique à celui des produits conventionnels (+) - Revenu (+)

Misra et al. (1991)	Déterminants du consentement à payer pour des produits certifiés "sans résidus de pesticides".	Régression Probit ordonné.	Enquête par courrier. Evaluation contingente. 168 participants. Produits frais.	<u>Déterminants du consentement à payer pour des produits certifiés "sans résidus de pesticides" :</u> - Préoccupation pour les pesticides (+) - Importance de la certification (+) - En attente d'une situation financière future meilleure (+) - Sexe (ns) - Age (ns) - Niveau d'éducation (-) - Revenu du foyer (-) - Résidence en milieu urbain (ns)

(+) : effet positif, (-) : effet négatif, (s) : effet significatif (sens de l'effet non indiqué), (ns) : non significatif

Tableau III.2.3 : Revue de la littérature sur la préférence, le consentement à acheter ou à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

Ces différents travaux sont difficilement comparables tant les produits étudiés, les méthodologies, les échantillons, les modes d'administration des questionnaires, les lieux d'enquêtes, diffèrent. A titre d'exemple, le produit étudié varie, non seulement par sa nature (pommes, brocolis, café, viande de porc, saumon, etc.) mais aussi par le type et le contenu de l'étiquetage porté par le produit : label auto-déclaré sur un critère (moindre utilisation de pesticides) ou plusieurs (IPM), label certifié par tierce partie (MSC). Ceci rejoint notre discussion des chapitres 3 et 5 de la partie I et du chapitre 1 de la partie II.

Dans le chapitre suivant, nous tirerons de cette revue de la littérature, des indications concernant les variables à inclure dans nos modèles économétriques et des prédictions sur leur sens de variation. Nous présentons dans le chapitre suivant les résultats de l'expérience : les caractéristiques des participants, les distributions de prix ainsi qu'une analyse des déterminants des prix et de l'effet de l'information sur les prix.

CONCLUSION

Nous avons, dans ce chapitre, présenté le protocole expérimental ainsi qu'une revue de la littérature sur les déterminants de l'achat ou du consentement à payer des consommateurs pour des produits respectueux de l'environnement.

L'exposé des choix méthodologiques réalisés à travers le protocole expérimental, a été motivé par le souci de reproductibilité de l'expérience mais surtout de discussion des résultats, la conduite de l'expérience déterminant le type de résultats obtenus. Nous pouvons évoquer quelques caractéristiques du protocole susceptibles d'interagir avec les résultats. Bien que nous y revenions dans le chapitre suivant, dans la discussion des résultats, ces éléments donnent, d'ores et déjà, matière à réflexion. Le jus d'orange a la particularité d'être produit à l'étranger, et donc de préserver un environnement éloigné. Les participants ont évalué les produits sans les goûter. La procédure BDM a utilisé la mise en situation fictive et non effective en répétant la procédure sur les sujets, atténuant peut-être le phénomène d'apprentissage de la procédure. L'information présentée aux sujets, sur l'absence de liens entre caractéristiques environnementales et caractéristiques sanitaires et gustatives, a une formulation négative, pouvant provoquer des effets de contexte (réaction différente selon que l'information est positive ou négative).

La revue assez complète de la littérature permet d'identifier les variables pertinentes de notre modèle d'analyse des déterminants des CAP des consommateurs. Cela est d'autant plus crucial que la méthode 1 de mesure des CAP, détermine l'effet de l'information par la comparaison de deux groupes, ce qui suggère donc un contrôle expérimental sur l'ensemble des variables susceptibles d'influencer le CAP.

Nous revenons sur l'ensemble de ces éléments dans le chapitre suivant, qui présente l'analyse statistique et économétrique des résultats.

Chapitre 3

Résultats de l'expérience de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

Nous rapportons, dans ce chapitre, les résultats de l'expérience de mesure et de caractérisation des consentements à payer. Rappelons que les objectifs sont de (1) mesurer le niveau de consentement à payer des consommateurs pour des produits écolabellisés et ses déterminants, et (2) de connaître la part de ce CAP attribuable à certaines préoccupations privées, les qualités sanitaire et gustative, et ses déterminants. Pour cela, nous avons utilisé deux méthodes de mesure présentées dans le chapitre précédent, et que nous rappelons brièvement. La première (méthode 1) consiste à mesurer les CAP dans deux groupes différents, l'un n'ayant pas reçu l'information (groupe I), et l'autre l'ayant reçue (groupe II). La seconde (méthode 2) consiste, sur le même groupe (groupe I) à procéder en trois temps : (i) mesurer les CAP, (ii) fournir une information, (iii) mesurer à nouveau les CAP. En plus des objectifs évoqués précédemment, nous comparons un produit biologique avec un produit étiqueté avec une mention générale relative à la préservation de l'environnement. La présence et la force du lien entre caractéristiques environnementales à caractère public et caractéristiques gustatives et sanitaires, largement privatives selon le produit, seraient intéressants à mettre à évidence.

Dans la section A, nous commençons par exposer les caractéristiques de l'échantillon sélectionné. Il se compose de deux groupes (I et II) nous permettant d'utiliser deux méthodes de mesure des déterminants des prix et surprix des produits dans l'expérience. Bien que sélectionnés de la même manière, les deux groupes se distinguent sur le sexe et le fait d'avoir des enfants. Même si c'est peu commun, nous présentons l'organisation du reste du chapitre sous la forme d'un tableau afin de faciliter la lecture (tableau III.3.1).

Variable expliquée	**Type d'analyse**	**Méthode**	
		Méthode 1	***Méthode 2***
Prix	Statistique	Section B.a.	
	Econométrique	Section C.b.	Section C.c.
Surprix	Statistique	Section B.b.	
	Econométrique	Section D.a.	Section D.b.

Tableau III.3.1 : Types d'analyses effectuées dans le chapitre et sections où elles apparaissent

La section B présente les traitements statistiques sur les prix des produits conventionnel (produit A), biologique (produit B) et respectueux de l'environnement (produit C) et les surprix de B et C par rapport au produit A. Les principaux résultats sont que la distribution de A quelle que soit la méthode se distingue des distributions de B et C, qui ne sont pas significativement différentes entre elles. Par ailleurs, l'information a eu un impact significatif sur les prix de B et de C dans la méthode 1. Enfin, dans les sections C et D, des traitements économétriques dans lesquels nous régressons le prix ou le surprix sur les variables mesurées dans le questionnaire de fin d'expérience, nous permettent d'analyser les déterminants des prix et des surprix.

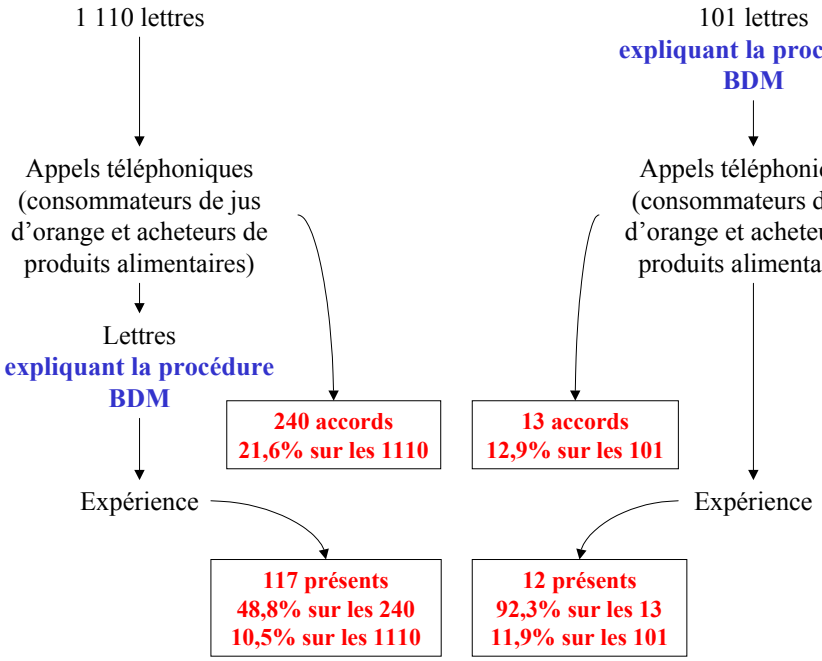
A. CARACTERISTIQUES DE L'ECHANTILLON

La procédure de recrutement a consisté en un tirage aléatoire, dans l'annuaire téléphonique de Dijon, de participants ventilés, de manière aléatoire, dans les groupes I et II. Nous présentons les résultats du recrutement des participants, la structure des sessions expérimentales ainsi que les caractéristiques de chacun des groupes I et II.

a. Résultats du recrutement des participants

La figure III.3.1 reprend les résultats du recrutement pour lequel nous avons utilisé deux procédures. Pour la première procédure de recrutement, 240 personnes sur les 1110 foyers, ayant reçu la première lettre, ont donné leur accord pour participer à l'expérience (21,6% d'accords), mais seuls 117 personnes sont réellement venues à l'expérience (48,8% des personnes ayant donné leur accord et 10,54% de l'ensemble des personnes ayant reçu le courrier initial). Avec la seconde procédure, 13 personnes sur les 101 foyers, ayant reçu la première lettre, ont donné leur accord pour participer à l'expérience (12,9% d'accords), et 12 personnes sont réellement venues à l'expérience (92,3% des personnes ayant donné leur accord et 11,8% de l'ensemble des personnes ayant reçu le courrier initial).

Figure III.3.1 : Résultats des deux procédures de recrutement des participants à l'expérience



Avec la deuxième procédure de recrutement, le taux de participation à l'expérience n'est pas beaucoup plus élevé sur l'ensemble des personnes contactées (11,9% contre 10,5%), mais l'accord des participants était plus fiable puisque donné "en connaissance de cause" (92,3% contre 48,8%).

b. Structure des sessions expérimentales

Le nombre de participants à l'ensemble de l'expérience a été de 129 dont une observation a dû être éliminée. Dans le groupe I, nous avons réalisé 70 observations et dans le groupe II, 58 observations. Le nombre de participants par session apparaît dans le tableau III.3.2.

Session	Date	Horaire	Groupe	Nombre de participants
1	Lundi 14 octobre 2002	18h30	I	3
2	Mercredi 16 octobre 2002	18h30	I	4
3	Lundi 21 octobre 2002	18h30	I	9
4	Mardi 22 octobre 2002	18h30	I	12
5	Mercredi 23 octobre 2002	18h30	I	15
6	Vendredi 25 octobre 2002	18h30	I	7
7	Lundi 28 octobre 2002	17h00	I	7
8	Lundi 28 octobre 2002	18h30	II	18
9	Mardi 29 octobre 2002	18h30	II	24
10	Mercredi 30 octobre 2002	18h30	II	16
11	Jeudi 31 octobre 2002	18h30	I	14

Tableau III.3.2 : Nombre de participants et groupe par session

Les premières sessions ont accueilli un faible nombre de participants du fait du pourcentage élevé de défections, que nous n'avions pas prévues. Par ailleurs, nous avons fait en sorte d'inclure au moins un mercredi pour chacun des groupes, pour tenir compte de la disponibilité par rapport aux enfants. Le nombre de participants dans chaque session n'a pas eu d'influence sur les estimations, étant donné que les participants ne sont pas en compétition entre eux dans la procédure BDM.

c. Caractéristiques et tests de différences des groupes I et II

Les caractéristiques des groupes I et II sont présentées dans le tableau III.3.3. Rappelons que la procédure de sélection de l'échantillon a été la même. Des tests de différences des distributions sont réalisés (tests du χ^2). Ils révèlent que les groupes ne sont pas statistiquement différents sur la plupart des caractéristiques, sauf à 5% pour le sexe (plus de femmes dans le groupe II) et le fait d'avoir des enfants (plus de participants avec enfant(s) dans le groupe I), et à 10% pour la préoccupation pour la santé et la consommation de produits biologiques (plutôt plus nombreux dans le groupe I). Ces variables sont faiblement, mais significativement, corrélées deux à deux. Cette différence entre les échantillons sur le sexe et le fait d'avoir des enfants provient sans doute de la taille relativement peu élevée de nos échantillons.

	Groupe I 70 participants		**Groupe II 58 participants**		**Test du χ^2**
Description	**Effectif**	**Fréquence (%)**	**Effectif**	**Fréquence (%)**	

Tranche d'âge					
Entre 18 et 29 ans	16	22,86	18	31,03	0,3088
Entre 30 et 49 ans	32	45,71	19	32,76	
Plus de 50 ans	22	31,43	21	36,21	
Sexe					
Féminin	37	52,86	41	70,69	0,0395 **
Masculin	33	47,14	17	29,31	
Profession					
Agriculteur, Exploitant, Artisan, Commerçant	2	2,86	3	5,17	0,6791
Cadres, Prof. intellect. sup., Prof. int.	33	47,14	23	39,66	
Employé, Ouvrier	15	21,43	11	18,97	
Retraité, Etudiant, Sans profession	20	28,57	21	36,21	
Niveau d'étude le plus élevé					
N'ayant le baccalauréat	17	24,29	15	25,86	0,8376
Ayant au moins le baccalauréat	53	75,71	43	74,14	
Revenu individuel en euros					
[0,999]	24	34,29	17	29,31	0,8222
[1000,1999]	30	42,86	26	44,83	
Plus de 2000€	16	22,86	15	25,86	
Enfants					
Pas d'enfant	19	27,14	26	44,83	0,0370 **
Enfant(s)	51	72,86	32	55,17	
Nombre de personnes du foyer					
1	17	24,29	14	25	0,2220
2	19	27,14	23	41,07	
3	9	12,86	3	5,36	
4	16	22,86	7	12,50	
Plus de 5	9	12,86	9	16,07	
Préoccupation pour la santé					
Non	18	25,71	24	41,38	0,0602 *
Oui	52	74,29	34	58,62	
Consommation de produits biologiques					
Jamais	19	27,14	24	41,38	0,0896 *
Parfois ou souvent	51	72,86	34	58,62	
Préoccupation pour l'environnement					
Non	31	44,29	19	32,76	0,1833
Oui	39	55,71	39	67,24	

Tableau III.3.3 : Caractéristiques des participants et comparaison des groupes I et II

B. ANALYSE STATISTIQUE DES DISTRIBUTIONS DE PRIX ET DE SURPRIX

Nous analysons les distributions de prix de chacun des produits A, B et C dans chacun des groupes et les distributions de surprix données pour les produits biologique et respectueux de l'environnement par rapport au produit conventionnel. Le surprix étant défini comme le consentement à payer pour les produits B et C par rapport au produit conventionnel :

$$CAP_B = P_B - P_A \quad \text{et} \quad CAP_C = P_C - P_A$$

a. Analyse des prix des produits

Les prix sont analysés sous l'angle des comparaisons des distributions et du classement relatif des prix de A, B et C.

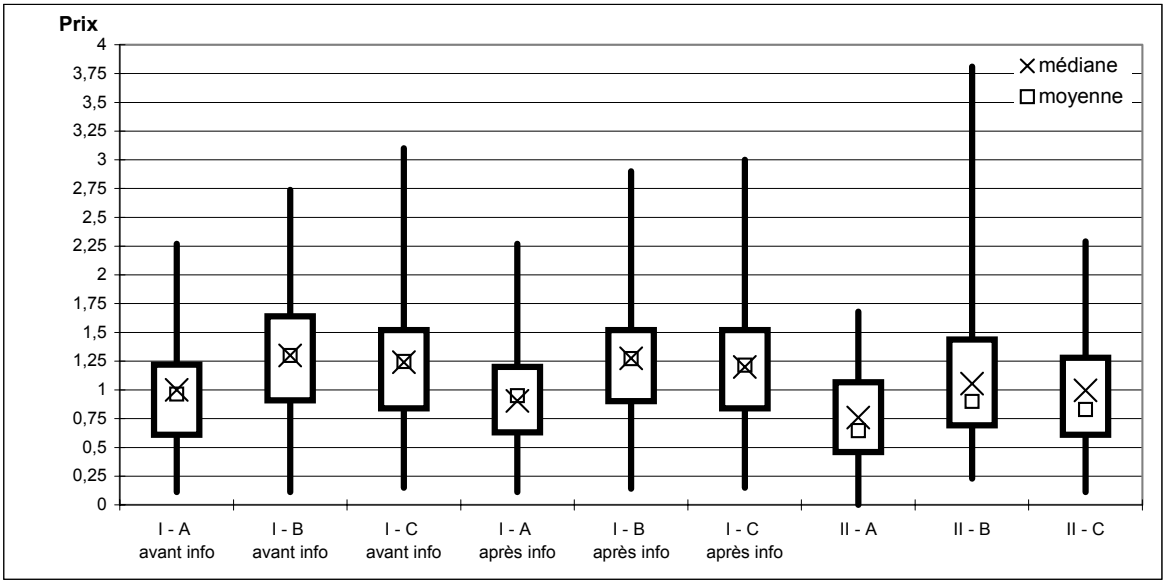
Distribution de prix

Le tableau III.3.4 donne quelques statistiques descriptives de la distribution des prix donnés par le groupe I avant et après avoir reçu l'information et par le groupe II. La figure III.3.2 en donne la représentation graphique *box plot* dont le principe est exposé en annexe 8. Les distributions des prix en fréquence pour chaque produit et dans chaque groupe sont présentées en annexe 9.

	Groupe I avant information			**Groupe I après information**			**Groupe II**		
Taille du groupe	*70*			*70*			*58*		
Produit	*A*	*B*	*C*	*A*	*B*	*C*	*A*	*B*	*C*
Minimum	0,11	0,11	0,15	0,11	0,14	0,15	0	0,23	0,11
1er quartile	0,61	0,91	0,84	0,63	0,90	0,84	0,46	0,69	0,61
Médiane	1,00	1,30	1,24	0,91	1,28	1,20	0,76	1,06	1,00
3ème quartile	1,22	1,64	1,52	1,20	1,52	1,52	1,07	1,44	1,28
Maximum	2,27	2,74	3,10	2,27	2,90	3,00	1,68	3,81	2,29
Moyenne	0,96	1,30	1,25	0,95	1,27	1,22	0,65	0,90	0,83
Ecart-type	0,44	0,58	0,58	0,43	0,55	0,51	0,42	0,61	0,53

Tableau III.3.4 : Distributions de prix (en €) selon les groupes et les produits

Figure III.3.2 : Distribution des prix (en €) selon le groupe et le produit



Ce qui apparaît en premier lieu dans ces distributions, c'est que la moyenne des prix pour l'ensemble des produits, quel que soit le groupe, est inférieure au prix des produits sur le marché (1,75€ pour le produit A et 2,26€ pour les produits B et C). Et même 75% des participants dans chaque groupe et pour chaque produit ont donné un prix inférieur au prix du marché. On retrouve ici une caractéristique des méthodes expérimentales d'évaluation des biens qui ont tendance à comporter un biais de sous-estimation des valeurs par rapport aux comportements en magasin(Lusk et Fox, 2003). On remarque aussi que l'introduction de l'information a eu comme effet de réduire la valeur de la médiane, surtout dans le groupe II.

Pour la méthode 1, des tests de Student appariés (tableau III.3.5) montrent qu'au sein du même groupe (I ou II), la distribution de prix de A est différente de la distribution de prix de B et de la distribution de prix de C. Par contre, les distributions de B et de C ne sont pas significativement différentes. Concernant l'effet de l'information, la distribution de prix pour A n'est pas différente entre le groupe I et le groupe II. L'information n'a pas eu d'influence sur les prix de A. Par contre, elle a influencé les distributions de prix de B et C.

		Groupe I avant information			Groupe II			Groupe I après information		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
Groupe I avant information	A		**	**	ns			ns		
	B			ns		**			ns	
	C						**			ns
Groupe II	A					**	**			
	B						ns			
	C									
Groupe I après information	A								**	**
	B									ns
	C									

** : significativité à 5% ns : non significativité

TableauIII.3.5 : Significativité des tests appariés de Student de comparaison des distributions de prix par produit et par groupe

Pour la méthode 2, les résultats sont les mêmes en ce qui concerne la comparaison des produits au sein du groupe I après information : les produits B et C ont des distributions identiques et se différencient du produit A. La comparaison par produit des distributions avant et après information révèle une différence non significative. L'introduction d'une information ne semble pas avoir eu d'influence sur les prix.

Nous tirons les principaux résultats suivants de l'analyse statistique des prix :

1- *Résultat 1 : Les consommateurs sont prêts à payer plus pour les produits biologique et respectueux de l'environnement par rapport au produit conventionnel (méthodes 1 et 2), qu'ils aient ou non reçu une information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques, sanitaire et gustative.*

2- *Résultat 2 : Les consommateurs estiment de manière identique les produits biologique et respectueux de l'environnement (méthodes 1 et 2). Les caractéristiques "biologique" et "respectueux de l'environnement" semblent recouvrir le même contenu pour les consommateurs.*

3- *Résultat 3 : Par la méthode 1 (respectivement méthode 2), l'apport d'une information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques sanitaire et gustative a un effet négatif de même ampleur (non significatif) sur les distributions des estimations pour les produits biologique et respectueux de l'environnement, et non significatif pour les distributions des estimations du produit conventionnel.*

Classement des prix des produits

Nous avons souhaité réaliser une étude des classements des produits car Teisl et al. (1999), dans une étude concernant le choix entre différents types d'électricité, respectueuses ou non de

l'environnement, notent que les écolabels ont affecté le classement des produits plutôt que modifié réellement les choix.

> "The results indicate that, in general, eco-seals were more likely to affect the rankings of products rather than the choice of products."
>
> Teisl et al. (1999)

Dans le groupe I avant et après information et dans le groupe II, les moyennes des prix de chacun des produits suivent le même ordre :

$$P_A < P_C < P_B$$

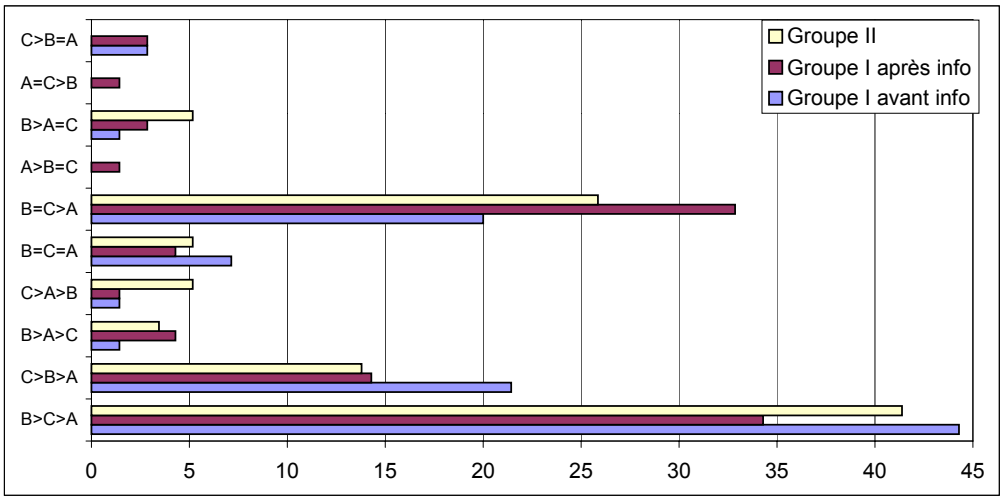
Le produit biologique est souvent le plus valorisé, devant le produit respectueux de l'environnement et devant le produit conventionnel. Le tableau III.3.6 et la figure III.3.3 montrent les fréquences d'apparition de chacun des ordres des prix.

Ordre des prix[a]	Groupe I		Groupe II
	Avant information	*Après information*	
B C A	44,3	34,3 (-10)[b]	41,4 (-2,9)
C B A	21,4	14,3 (-7,1)	13,8 (-7,6)
B A C	1,4	4,3 (+2,9)	3,4 (+2)
C A B	1,4	1,4 (0)	5,2 (+3,7)
B C A	7,1	4,3 (-2,9)	5,2 (-2)
B C A	20	32,9 (+12,9)	25,9 (+5,9)
A B C	0	1,4 (+1,4)	0 (0)
B A C	1,4	2,9 (+1,4)	5,2 (+3,7)
A C B	0	1,4 (+1,4)	0 (0)
C B A	2,9	2,9 (0)	0 (-2,9)
Total	**100%**	**100%**	**100%**

[a] Deux ou trois lettres sur la même ligne indiquent un prix identique pour les produits, et deux ou trois lettres superposées indiquent que le produit de dessus a un prix supérieur au prix du produit de dessous.
[b] Ce nombre indique le nombre de points de variation par rapport au groupe I avant information.

Tableau III.3.6 : Fréquence (%) des ordres de classement des prix des produits A, B et C

Figure III.3.3 : Ordre de classement des produits A, B et C quant à leur prix dans chacun des groupes



Trois ordres de prix constituent plus de 80% des observations dans chacun des cas :

$$P_B > P_C > P_A \text{ ,} \quad P_C > P_B > P_A \text{ et } P_B = P_C > P_A$$

Dans tous les cas, plus de 80% des participants ont donné à A un prix strictement inférieur par rapport à B et à C. Ensuite, les participants sont partagés pour ce qui est de classer B et C.

On peut déjà noter l'effet de la lecture de l'information sur les participants que ce soit dans le groupe I après information ou dans le groupe II, par rapport au groupe I avant information. L'information a eu un effet négatif sur la proportion de classements $P_B > P_C > P_A$ et $P_C > P_B > P_A$, et un effet positif sur le classement $P_B = P_C > P_A$. Il semble que l'information a eu tendance à rapprocher les prix de B et de C.

En général, l'impact de l'information a été dans le même sens quelle que soit la méthode. Cependant, les deux méthodes diffèrent par l'amplitude de l'impact. Avec la méthode 2, l'impact est particulièrement marqué (i) sur le classement $P_B > P_C > P_A$ (-10 points), alors qu'il est peu marqué avec la méthode 1 (-2,9 points), et (ii) sur le classement $P_B = P_C > P_A$ (+12,9 points), alors que la fréquence a été augmentée de manière moindre (+5,9 points) avec la méthode 1.

Malgré ces tendances notées, une analyse statistique de comparaison des distributions des ordres de classement dans chaque groupe nous révèle que les changements de classement des prix des produits sont non significatifs (test du χ^2= 0,54 pour la comparaison des classements du groupe I avant information et du groupe I après information, et test du χ^2= 0,45 pour la comparaison des classements du groupe I avant information et du groupe II).

Une analyse logistique de l'effet de l'information sur le classement des produits, incluant l'ensemble des déterminants des prix, ne donne pas non plus de résultats significatifs.

Le résultat 4 découle de la combinaison des résultats 2 et 3 :

> *4- Résultat 4 : L'apport d'une information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques sanitaire et gustative n'a pas affecté, de manière significative, le classement des prix des produits.*

b. Analyse des surprix de B et C par rapport à A

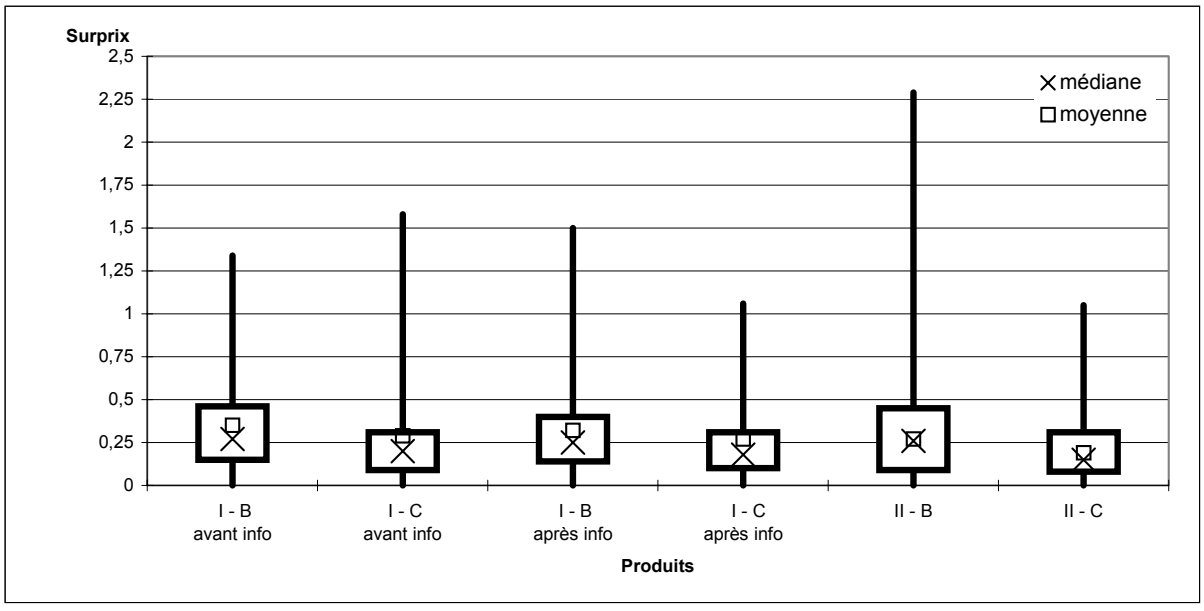
Le tableau III.3.7 et la figure III.3.4 donne les principales caractéristiques des distributions des surprix de B et C par rapport à A. A la différence des distributions de prix, on observe ici la présence de zéros.

	Groupe I avant information		**Groupe I après information**		**Groupe II**	
Taille du groupe	*70*		*70*		*58*	
Produit	*B*	*C*	*B*	*C*	*B*	*C*
Nombre de zéros	8	7	5	7	5	7
Minimum	0	0	0	0	0	0
1er quartile	0,15	0,09	0,14	0,10	0,09	0,08
Médiane	0,27	0,2	0,25	0,18	0,26	0,15
3ème quartile	0,46	0,31	0,40	0,31	0,45	0,31
Maximum	1,34	1,58	1,50	1,06	2,29	1,05
Moyenne	0,35	0,29	0,32	0,27	0,27	0,19
Ecart-type	0,30	0,30	0,30	0,26	0,36	0,23

Tableau III.3.7 : Caractéristiques des distributions de surprix (en €) selon le groupe et le produit

Ramenées aux moyennes des prix (voir tableau III.3.4), les moyennes des surprix sont assez importantes. Elles représentent entre 22 à 30% de la moyenne des prix.

Figure III.3.4 : Distribution des surprix selon les groupes et les produits



Afin de comparer les surprix pour chacun des produits B et C, nous avons réalisé un test de student apparié de comparaison des surprix dans chacun des groupes. La différence entre les surprix pour B et C est statistiquement non significative quel que soit le groupe. On retrouve, ici, le résultat 2.

En ce qui concerne l'effet de l'information, **dans la méthode 2**, les proportions d'individus ayant réagi à l'information sont les suivantes : pour le produit B, 27,14% diminuent leur surprix, 51,43% ne changent pas leur surprix et 21,43% augmentent leur surprix et pour le produit C, 22,86% diminuent

leur surprix, 55,71% ne changent pas leur surprix et 21,43% augmentent leur surprix. Un test de comparaison des distributions entre le groupe I avant information et le groupe I après information s'avère non significatif.

Concernant la **méthode 1**, nous avons réalisé un test de student apparié sur le groupe I avant information et le groupe II après information pour B et C. Le test révèle que les différences ne sont pas significatives.

Le résultat 5 sur l'effet de l'information sur les surprix rejoint les résultats 1 et 3 :

> 5- *Résultat 5 : L'apport d'une information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques sanitaire et gustative n'a pas eu d'effet sur les distributions des consentements à payer pour les produits biologique et respectueux de l'environnement par rapport au produit conventionnel (méthodes 1 et 2).*

Cette analyse ne traduit pas l'hétérogénéité des caractéristiques individuelles. Afin de prendre en compte l'ensemble des variables susceptibles d'influencer le prix, nous réalisons une étude économétrique des prix de chacun des produits et des surprix de B et C par rapport à A.

C. DETERMINANTS DES PRIX ET EFFET DE L'INFORMATION : ANALYSE ECONOMETRIQUE

L'objectif est ici à la fois d'expliciter les déterminants des prix donnés par les participants pour chacun des produits mais aussi de déterminer l'effet de l'information sur les prix de chacun des produits. Nous spécifions des modèles économétriques dans chacune des méthodes (méthodes 1 et 2).

a. Spécification du modèle

A partir de l'analyse de la littérature présentée dans le chapitre précédent, le tableau III.3.8 présente les différentes variables indépendantes des modèles, leur significativité et le cas échéant leur sens de variation dans le cas des deux types de variables dépendantes identifiées dans la littérature : la préférence ou la probabilité d'achat d'écoproduit et le consentement à payer pour ces produits. Le tableau III.3.9 récapitule les variables ainsi que leur effet.

	Variables Indépendantes																
	AGE	REVENU	NIVEAU D'EDUCATION	SEXE (F : FEMININ, M : MASCULIN)	ENFANTS	PREOCCUPATIONS POUR LA SANTE	TAILLE DU FOYER	PROFESSION	CONSOMMATION DE PRODUITS BIOLOGIQUES	PREOCCUPATION ENVIRONNEMENTALE	PRIX	CONNAISSANCE DE L'ECOPRODUIT	SITUATION FAMILIALE (MARIE PAR RAPPORT AUX CELIBATAIRES)	ASPECT NUTRITIONNEL, APPARENCE	ATTITUDE "LE CONSOMMATEUR NE PEUT FAIRE LA DIFFERENCE"	ATTITUDE "LES PROBLEMES ENVIRONNEMENTAUX SONT EXAGERES"	ENGAGE DANS DES ACTIONS POUR L'ENVIRONNEMENT
Variable dépendante : Probabilité d'achat ou préférence pour des écoproduits																	
Grankvist (2002)						+				+	ns						
Lockie et al. (2002)		+	+	F													
Gil et al. (2001)	-	+	+	F			+										
Johnson et al. (2001)	+	+	-	F													+
Wier et Andersen (2001)	-		+	F			+										
Loureiro at al. (2001) (BIO>ECO)					+	+	-			+							
Harris et al. (2000)			-														
Hurley (2000)	-	ns	ns	F			ns										
Kotchen et al. (2000)		ns		ns						+	-	+					
Blend et Ravenswaay (1999)	ns	ns	+	F			ns		ns		-						
Deliza et al. (1999)	+																
Wessels et al. (1999)	ns	ns	ns	F							-						+
IFEN (1998)		+	+														
Roosen et al. (1998)	ns		ns	ns	+	+					ns			+			
Thomson et Kidwell (1998)	ns		s	ns	+						-			-			
Wandel et Bugge (1997)	ns	ns	+	M				ns									
Roberts (1996)	+	-		F													
Agriculture Canada (1993)		+	+														
Hansen et Sørensen (1993)											-						
Sundue (1993)		+	+											+	-		
Variable dépendante : Consentement à payer pour des écoproduits																	
Millock et al. (2002)	-			M	-	ns					-			ns	-	-	ns
Moon et al. (2002)	-	ns	ns	ns		+		s					ns				
Boccatelli et Nardella (2000)	ns	+	-	F	ns	+											
Harris et al. (2000)	-	-	+	F		+	-	s					-				
Hurley (2000)	-	-	+	F			ns										
Kotchen et al. (2000)		+		ns						+							
Alvensleben (1998)						+				+							
Roosen et al. (1998)	ns	+	ns	ns	+	+					-			ns			
Govindasamy et Italia (1997) (BIO)	-		+	F	+	+			+								
Govindasami et Italia (1997) (IPM)	-	+		F		+			+								
Wandel et Bugge (1997)	ns	ns	+	ns		+		ns									
Buzby et al. (1995)	-	-	ns	ns		+	ns										
Grünert (1993)	s	s	s	s									+				
Misra et al. (1991)	ns	-	-	ns		+											

+: effet positif -: effet négatif s : impact significatif sans précision du sens de variation ns: effet non significatif

Tableau III.3.8 : Influence de diverses variables sur la probabilité d'achat, la préférence ou le consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

	Probabilité d'achat ou préférence				Consentement à payer			
Variables indépendantes	+	-	s	ns	+	-	s	ns
Age	3	3	-	5	-	7	1	4
Revenu	6	1	-	5	4	4	1	2
Niveau d'éducation	8	2	1	3	4	2	1	3
Sexe[a]	1	8	-	3	1	5	1	6
Enfants	3	-	-	-	2	1	-	1
Préoccupation pour la santé	3	-	-	-	10	-	-	1
Taille du foyer	2	1	-	2	-	1	-	2
Profession	-	-	-	1	-	-	2	1
Consommation de produits biologiques	-	-	-	1	2	-	-	-
Préoccupation environnementale	3	-	-	-	2	-	-	-
Prix	-	5	-	2	-	2	-	-
Connaissance de l'écoproduit	1	-	-	-	-	-	-	-
Situation familiale (mariés par rapport aux célibataires)	-	-	-	-	1	1	-	1
Aspect nutritionnel, Apparence	2	1	-	-	-	-	-	2
Attitude "Le consommateur ne peut faire la différence"	-	1	-	-	-	1	-	-
Attitude "Les problèmes environnementaux sont exagérés"	-	-	-	-	-	1	-	-
Engagé dans des actions pour l'environnement	2	-	-	-	-	-	-	1

[a] Les (+) correspondent à M et les (-) à F.

Tableau III.3.9 : Récapitulatif de l'effet de diverses variables sur la probabilité d'achat, la préférence ou le consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires

Dans notre expérience, nous mesurons des prix pour chacun des produits A, B et C, et par là, des consentements à payer pour les produits biologique et respectueux de l'environnement relativement à A. Les variables examinées sont susceptibles de jouer sur le consentement à payer pour les produits B et C par rapport à A. Il faut être prudent quant à la comparaison des différents résultats de notre revue de la littérature du fait de la diversité des travaux. Néanmoins, ils nous permettent de prédire quelles variables (et dans quel sens) peuvent influencer les consentements à payer pour B et C par rapport à A. D'après cette revue de la littérature, il apparaît que les variables relatives à l'âge (-), au revenu (?), au niveau d'étude (+), au sexe (F), ainsi que la préoccupation pour la santé (+) sont des variables très significatives qu'il nous faut prendre en compte. La seule variable dont le sens de variation est assez ambigu est la variable revenu. Dans les études, la variable, n'est quasiment jamais continue et les tranches de revenu considérées varient selon les études. De manière plus secondaire, parce que peu testées ou moins significatives, d'autres variables sont susceptibles d'expliquer les consentements à payer : les variables relatives à la consommation de produits biologiques (+), au nombre d'enfants (+) et à la préoccupation environnementale (+). En ce qui concerne les prix de chacun des produits de manière absolue, on peut s'attendre à ce qu'un grand nombre des variables citées précédemment aient une influence. On peut aussi prédire un effet revenu. Bien qu'un participant accepte de payer plus cher le produit B ou C, ses prix absolus peuvent être faibles du fait de l'effet revenu.

b. Analyse économétrique des prix par la méthode 1

Nous spécifions le modèle suivant, que nous estimons pour l'ensemble des produits A, B et C à l'aide des moindres carrés ordinaires :

$$PRIX = \beta_0 + \beta_1 \times AGEm + \beta_2 \times AGEs + \beta_3 \times REVm + \beta_4 \times REVs + \beta_5 \times ETSUP + \beta_6 \times SEXE$$
$$+ \beta_7 \times ConsoBIO + \beta_8 \times PreocEnvt + \beta_9 \times ENF + \beta_{10} \times SANTE + \beta_{11} \times INFO + \beta_{12} \times BIO + \beta_{13} \times ENVT$$

Les variables sont définies dans le tableau III.3.10. Du fait de notre protocole expérimental, nous ajoutons, aux variables évoquées précédemment, une variable dichotomique (INFO) pour le fait d'avoir reçu ou non l'information, c'est-à-dire d'être dans le groupe I ou le groupe II, et deux variables dichotomiques pour désigner le produit (BIO et ENVT). Un test de multicollinéarité a été réalisé et s'est révélé non significatif.

Variable	Description
Variables dichotomiques pour l'âge (référence :)	
Référence	L'individu a entre 18 et 29 ans
AGEm	=1 si l'individu a entre 30 et 49 ans
AGEs	=1 si l'individu a plus de 50 ans
Variables dichotomiques pour le revenu individuel mensuel	
Référence	Le revenu est inférieur à 999 €
REVm	=1 si le revenu est compris entre 1 000 € et 1 999€ (0 sinon)
REVs	=1 si le revenu est supérieur à 2 000 € (0 sinon)
Variable dichotomique pour le niveau d'éducation le plus élevé	
ETSUP	=1 si le niveau d'étude le plus élevé est au moins le bac (0 sinon)
Variable dichotomique pour le sexe	
SEXE	=1 pour les hommes (0 sinon)
Variable dichotomique pour la consommation de produits biologiques	
ConsoBIO	=1 si l'individu consomme des produits biologiques quelquefois ou souvent (0 si jamais)
Variable dichotomique pour la consommation de produits biologiques	
PreocEnvt	=1 si l'individu déclare être préoccupé par l'environnement (0 sinon)
Variable dichotomique pour la préoccupation pour la santé	
SANTE	=1 si l'individu a des préoccupations pour la santé (0 sinon)
Variable dichotomique pour le fait d'avoir des enfants	
ENF	= 1 si l'individu a des enfants (0 sinon)
Variable dichotomique pour l'appartenance au groupe I ou II	
INFO	=1 si l'individu appartient au groupe II (a reçu l'information) (0 sinon)
Variable dichotomique pour le produit (référence : le produit A)	
Référence	Produit A
BIO	= 1 pour le produit B (0 sinon)
ENVT	= 1 pour le produit C (0 sinon)

Tableau III.3.10 : Variables indépendantes du modèle

Régression sur l'ensemble des produits

Nous réalisons une régression en moindres carrés ordinaires (MCO) sur l'ensemble des résultats pour tous les produits et tous les groupes (tableau III.3.11). Cependant, du fait que les mêmes individus évaluent les 3 produits A, B et C, la régression MCO est hétéroscédastique (valeur du χ^2 : 142,82 ;

avec 89 degrés de liberté, le test est significatif à 1%). En présence d'hétéroscédasticité, les coefficients ne sont pas biaisés mais les tests de significativité le sont. Nous introduisons donc un effet individuel spécifique grâce à un modèle à erreurs composées (encadré III.3.1).

Encadré III.3.1 : Le modèle à erreurs composées (Sevestre, 2002)

Il s'agit d'un modèle pour le traitement des données de panel ou des données répétées. On suppose N individus pour lesquels on dispose de mesures répétées sur T produits.

$$y_{nt} = b_{0nt} + \sum_{k=1}^{K} b_{knt} x_{knt} + w_{nt} \quad \textbf{, n=1,2,…,N et t=1,2,…,T}$$

avec y_{nt}, la variable dépendante, b_{0nt}, une constante, x_{knt}, les variables indépendantes, w_{nt}, les perturbations aléatoires. Estimer un tel modèle pose problème car le nombre de coefficients à estimer est supérieur au nombre d'observations. Il est nécessaire de poser des contraintes pour traiter ce type de données. Les modèles diffèrent par les hypothèses posées.

Le modèle à effets fixes suppose que l'influence des variables indépendantes est identique pour tous les individus quelle que soit le produit considéré. Il introduit des effets spécifiques individuels stables dans la dimension produit (ex : caractéristiques socio-démographiques de l'individu) et des effets spécifiques des produits identiques pour tous les individus (ex : caractéristiques des étiquettes). Ce modèle est utilisé lorsque les individus de l'échantillon sont intéressants en tant que tels. Si on veut pouvoir prédire la valeur de la variable dépendante en fonction de variables indépendantes, le modèle à erreurs composées est plus adapté.

Le modèle à erreurs composées diffère du modèle à effets fixes par le caractère aléatoire et non plus fixe des effets spécifiques. Une hypothèse forte de ce modèle est la non-corrélation des effets individuels avec les variables indépendantes.

Les individus sont les sujets de l'expérience et les données sont répétées sur la dimension produit. 128 individus donnent un prix pour trois produits (A, B et C). Nous introduisons des effets individuels spécifiques sur les individus. Le tableau III.3.9 présente les résultats de l'estimation de ce modèle. Les coefficients ne sont pas très différents mais la significativité change (les écarts-types sont biaisés avec les MCO). La seule variable dont la significativité est modifiée est la variable ETSUP. Cette régression en données répétées confirme l'existence d'effets individuels.

Variable dépendante	**MCO ensemble des produits**			**Modèle à erreurs composées**		
Observations	**384**			**384**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	0,77530***	0,11104	<,0001	0,7753***	0,1749	<,0001
AGEm	0,10425	0,07794	0,1818	0,1043	0,1292	0,4206
AGEs	0,39490***	0,09325	<,0001	0,3949**	0,1546	0,0112
REVm	0,24407***	0,06424	0,0002	0,2441**	0,1065	0,0228
REVs	0,12759	0,07877	0,1062	0,1276	0,1306	0,3296
ETSUP	0,15333**	0,06553	0,0198	0,1533	0,1087	0,1595
SEXE	0,02594	0,05673	0,6478	0,02594	0,09407	0,7830
ConsoBIO	0,06956	0,05660	0,2198	0,06956	0,09385	0,4592
PreocEnvt	-0,08689	0,05487	0,1141	-0,08689	0,09098	0,3405
ENF	-0,09772	0,07048	0,1664	-0,09772	0,1169	0,4038
SANTE	-0,22002***	0,06063	0,0003	-0,2200**	0,1005	0,0295
INFO	-0,25360***	0,05587	<,0001	-0,2536***	0,09264	0,0066
BIO	0,32359***	0,06232	<,0001	0,3236***	0,02794	<,0001
ENVT	0,25591***	0,06232	<,0001	0,2559***	0,02794	<,0001
	$R^2 = 0,2252$ Adj R-Sq = 0,1980			AIC = 310,2 BIC = 315,9 $\sigma_i^2 = 0.2112$ *** (test de présence d'effets spécifiques individuels)		

* significatif à 10% ** significatif à 5% *** significatif à 1%

Tableau III.3.11 : Régressions des prix sur l'ensemble des produits par la méthode 1

La plupart des coefficients ont le signe prédit par notre revue de la littérature. Le revenu et l'âge ont eu un effet positif sur les prix des produits. Le fait d'avoir au moins le baccalauréat a aussi eu une

influence positive sur le prix. Les individus consommant des produits biologiques contribuent plus que les non consommateurs.

Enfin, le prix a été plus élevé pour les produits B et C que pour le produit A, ce qui confirme notre analyse descriptive précédente (Résultat 1).

Plusieurs variables n'ont cependant pas le signe attendu. Les prédictions sont un signe négatif pour le coefficient de la variable SEXE (femmes), positif pour PreocEnvt, ENF et SANTE. Les trois premières variables ne sont pas significatives. Par contre, la variable mesurant la préoccupation pour la santé est plus problématique. On s'attend à ce que les individus préoccupés par la santé estiment plus les trois produits. D'une part, le jus d'orange est un produit à forte connotation santé notamment à travers ses qualités nutritionnelles (vitamine C par exemple). La préoccupation pour la santé devrait *a priori* avoir un effet positif sur l'évaluation du produit A, d'autant que les participants étaient des consommateurs de jus d'orange. Et par ailleurs, la préoccupation pour la santé devrait avoir un effet positif sur l'évaluation des produits B et C, comme nous l'indique notre revue de la littérature.

L'étude des interactions entre variables révèle que la préoccupation environnementale interagit avec le fait d'avoir reçu l'information. Comme nous l'avons vu précédemment, les deux groupes diffèrent sur la préoccupation pour la santé. Nous introduisons, dans la suite, une interaction entre ces deux variables. Les résultats de l'analyse des prix sur l'ensemble des produits sont les suivants :

6- *Résultat 6 : Les prix des produits sont déterminés par un effet âge supérieur (+), revenus moyens (+) et niveau d'étude (+) (méthode 1).*

7- *Résultat 7 : L'apport d'information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques sanitaire et gustative a eu un impact négatif sur les estimations des trois produits par les consommateurs préoccupés par la santé dans leurs achats de produits alimentaires (méthode 2).*

Régression par produit

Nous souhaitons, dans notre étude, pouvoir mesurer les déterminants des prix de chacun des produits, notamment, l'effet de la variable INFO. Et par ailleurs, il est intéressant de pouvoir comparer les trois produits quant à cet effet. Nous réalisons donc des régressions sur chacun des produits à l'aide des MCO. Nous introduisons l'interaction entre INFO et SANTE sous la forme de trois indicatrices (tableau III.3.12).

Variable	Description		Effectif
Référence	SANTE=0 et INFO=0	-	18
SI01	=1 si SANTE=0 et INFO=1 (0 sinon)	Cette variable mesure l'effet principal de l'information hors interaction avec la santé.	24
SI10	=1 si SANTE=1 et INFO=0 (0 sinon)	Cette variable mesure l'effet principal de la préoccupation pour la santé hors interaction avec l'information.	52
SI11	=1 si SANTE=1 et INFO=1 (0 sinon)	Cette variable mesure l'effet de l'interaction entre la préoccupation pour la santé et l'information reçue.	34

Tableau III.3.12 : Variables d'interaction entre SANTE et INFO

Le tableau III.3.13 donne les résultats des trois régressions qui respectent les hypothèses de normalité du résidu et d'homoscédasticité.

Variable dépendante	**Prix du produit A**			**Prix du produit B**			**Prix du produit C**		
Observations	**128**			**127**			**113**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	0,71540***	0,15473	<,0001	0,83850***	0,19967	<,0001	0,82056***	0,13526	<,0001
AGEm	0,08679	0,10903	0,4277	0,15887	0,14117	0,2628	0,32887***	0,09675	0,0010
AGEs	0,33991**	0,13053	0,0104	0,38312**	0,16863	0,0250	0,56193***	0,11485	<,0001
REVm	0,20921**	0,09024	0,0222	0,19640*	0,11706	0,0961	0,20609**	0,08190	0,0135
REVs	0,08978	0,11354	0,4307	0,09067	0,14651	0,5372	0,07124	0,10209	0,4869
ETSUP	0,11450	0,09171	0,2144	0,16418	0,11843	0,1684	0,17662**	0,08038	0,0303
SEXE	-0,02055	0,08009	0,7980	-0,01762	0,10403	0,8658	-0,02023	0,07162	0,7781
ConsoBIO	-0,03053	0,08005	0,7036	0,18918*	0,10405	0,0716	-0,03089	0,07434	0,6786
PreocEnvt	-0,09474	0,07731	0,2229	-0,13610	0,10028	0,1774	-0,23716***	0,07028	0,0011
ENF	-0,01096	0,10020	0,9131	-0,03597	0,12948	0,7817	-0,10997	0,08799	0,2143
SI01	0,00822	0,13794	0,9526	-0,04765	0,17887	0,7904	0,00120	0,12274	0,9922
SI10	-0,00416	0,12396	0,9733	0,01525	0,15996	0,9242	0,01091	0,11314	0,9233
SI11	-0,34102***	0,12983	0,0098	-0,33960**	0,16753	0,0450	-0,43386***	0,11756	0,0004
R^2	0,2394			0,2100			0,4616		
R^2 – ajusté	0,1600			0,1268			0,3970		

* significatif à 10% ** significatif à 5% *** significatif à 1%

Tableau III.3.13 : Régression en moindres carrés ordinaires des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 2

Nous analysons ces différentes régressions par produit et dans une logique de comparaison entre les produits. Pour cela, nous utilisons le test de Chow, présenté dans l'encadré III.3.2 qui permet de comparer les coefficients de différentes régressions.

Encadré III.3.2 : Le test de Chow (Studenmund, 2001)

Le test de Chow (1960) permet de tester la stabilité ou l'homogénéité de coefficients de régressions. Supposons que l'on dispose de deux échantillons (y_1, X_1, Z_1) et (y_2, X_2, Z_2) de tailles respectives T_1 et T_2, avec y, la variable dépendante, X et Z, deux sous-ensembles de variables indépendantes.

Le modèle relatif au premier groupe est donné par : $y_1 = X_1 b_1 + Z_1 c_1 + \mu_1$ avec X_1 de rang $k+1$ et Z_1 de rang h.

Le modèle relatif au deuxième groupe est donné par : $y_2 = X_2 b_2 + Z_2 c_2 + \mu_2$ avec X_2 de rang $k+1$ et Z_2 de rang h.

On teste l'hypothèse $H_0 : b_1 = b_2$ contre l'hypothèse $H_1 : b_1 \neq b_2$. On refuse H_0 si :

$$\frac{SCR_c - SCR}{SCR} \times \frac{T_1 + T_2 - 2(k+1) - 2h}{k+1} > f(k+1, T_1 + T_2 - 2(k+1) - 2h)$$

SCR : somme des carrés des résidus et SCR_c : somme des carrés des résidus avec la contrainte imposées par H_0.
$f(.)$ correspond à la loi de Fisher.

Tout d'abord, les régressions par produit mettent en évidence, comme précédemment, l'effet de la variable AGEs, de la variable REVm et de l'interaction entre SANTE et INFO (SI11). Les signes de ces variables sont en conformité avec le signe attendu. Nous comparons les coefficients des variables AGEs, REVm et SI11 entre les différents produits à l'aide d'un test de Chow. Celui-ci est non significatif : on ne peut rejeter l'égalité des coefficients. AGEs, REVm et SI11 ont eu un effet statistiquement identique sur les trois produits A, B et C. Nous commentons chacune de ces variables.

En ce qui concerne le coefficient de la variable **SI11**, il signifie que les individus à la fois préoccupés par la santé et ayant reçu l'information ont contribué 0,34€ de moins pour les produits A (significatif à 1%) et B (5%), et 0,43€ de moins pour le produit C (1%) que les individus non préoccupés par la santé et n'ayant pas reçu l'information. Les coefficients des variables d'effets principaux de la préoccupation pour la santé (SI10) et de l'information (SI01) ne sont pas significatifs. L'effet noté par le résultat 7 pour l'ensemble des produits se retrouve au niveau de chacun des produits.

8- *Résultat 8 : Les participants préoccupés par la santé dans leurs achats de produits alimentaires ont baissé leur prix pour chacun des produits B et C mais aussi A du fait de l'apport d'information sur l'absence de lien entre caractéristiques environnementales et caractéristiques intrinsèques sanitaire et gustative (par rapport aux participants non préoccupés par la santé et n'ayant pas reçu l'information) (méthode 1).*

On note un **effet âge** sur les prix pour chacun des trois produits. Les individus ayant plus de 50 ans ont donné un prix plus élevé, toutes choses égales par ailleurs, que les participants de moins de 29 ans. Les plus de 50 ans contribuent 0,34€ de plus pour le produit A (significatif à 5%), 0,38€ de plus pour le produit B (5%) et 0,56€ de plus pour le produit C (1%), que les participants de moins de 29 ans. Ainsi, appartenir à la catégorie d'âge supérieure augmente de manière très significative la contribution au produit C.

Etant donnée la réalité de l'achat de jus d'orange dans l'expérience, l'**effet revenus supérieurs** a pu avoir une influence en **interaction avec l'âge**. L'introduction d'une variable d'interaction avec REVs montre que les individus de plus de 50 ans et aux revenus supérieurs à 2000€ contribuent significativement plus que les individus les plus jeunes aux revenus inférieurs à 999€. Cependant, le test de Chow de comparaison entre les trois produits est non significatif : les individus de la tranche

d'âge supérieure et aux revenus supérieurs ont évalué les trois produits de la même manière. Par ailleurs, notons que la tranche d'âge supérieure n'agit pas uniquement en interaction avec le revenu. Elle a un effet, hors interaction, significatif sur les trois produits mais surtout sur le produit C. La taille de notre échantillon ne nous permet pas de multiplier les variables indépendantes. Nous choisissons de ne pas prendre en compte cette interaction entre AGEs et REVs dans la régression.

Enfin, il apparaît un **effet revenus moyens** (significativité de 5% pour A et C et de 10% pour B). Il correspond à une **interaction avec un effet niveau d'études**. Nous constatons que la variable REVm interagit avec ETSUP (interaction significative à 1% pour les trois produits). Les individus aux revenus moyens ayant au moins le bac contribuent plus que les individus aux revenus les plus faibles et n'ayant pas le bac. Parmi les individus n'ayant pas le bac, les participants aux revenus moyens contribuent plus que ceux qui ont les revenus les plus faibles.

> *9- Résultat 9 : Les prix de chacun des trois produits sont influencés par un effet âge supérieur (+), un effet d'interaction âge supérieur*revenus supérieurs (+), un effet revenus moyens (+), un effet d'interaction niveau d'étude*revenus moyens (méthode 1).*

A côté de ces effets que nous venons d'examiner, d'autres effets apparaissent significatifs dans les régressions du tableau III.3.11, alors qu'ils ne l'étaient pas dans la régression sur l'ensemble des produits (tableau III.3.9). Ces variables, la consommation de produits biologiques et la préoccupation environnementale, sont plus ou moins significatives selon le produit. Nous les commentons.

L'effet consommation de produits biologiques n'est significatif que pour le produit biologique et à un niveau de significativité de 10%. Il joue dans le sens prédit (effet positif). Les individus consommant parfois ou souvent des produits biologiques contribuent 0,19€ de plus pour le produit biologique que les participants ne consommant jamais de produits biologiques.

> *10- Résultat 10 : Le prix du produit biologique est déterminé par un effet consommation régulière ou occasionnelle de produits biologiques (méthode 1).*

L'**effet préoccupation pour l'environnement** est significatif pour le produit C, mais négatif contrairement à nos prédictions. Les individus qui sont préoccupés par l'environnement contribuent 0,24€ *de moins* que les individus non préoccupés par l'environnement. Nous constatons, cependant, que cet effet cache un **effet principal niveau d'études** hors interaction entre l'effet préoccupation environnementale et l'effet niveau d'études. La préoccupation environnementale n'a pas vraiment eu d'effet en tant que telle mais s'exprime à travers le niveau d'étude. Ainsi, parmi les participants non préoccupés par l'environnement, ceux qui ont au moins le baccalauréat contribuent plus que ceux qui n'ont pas le baccalauréat. On peut voir ici le fossé souvent noté dans la littérature entre les déclarations

et les comportements effectifs. Les individus qui se déclarent, à travers le questionnaire, concernés par l'environnement n'ont pas exprimé cette préoccupation environnementale dans l'évaluation des produits.

> *11- Résultat 11 : Le prix du produit respectueux de l'environnement est déterminé par un effet niveau d'étude (+) pour les participants non préoccupés par l'environnement (méthode 1).*

Il est intéressant de noter l'effet d'une autre variable, non incluse dans le modèle : le comportement réel de préservation de l'environnement. Dans notre questionnaire, nous proposions une série de 13 items (question 3.4) destinés à mesurer le comportement réel de respect de l'environnement. Nous construisons une variable indicatrice qui vaut 1 lorsque l'individu a au moins 5 réponses positives sur 13 et 0 sinon. L'introduction de cette variable dans la régression donne une influence non significative sur les prix des produits pour le comportement environnemental. En redéfinissant cette variable (au moins 10 réponses positives), nous obtenons le même résultat. De même, nous introduisons une variable concernant uniquement le comportement de respect de l'environnement à travers l'achat d'écoproduits et concernant l'achat d'emballages recyclables. Ici aussi, le coefficient n'est pas significatif. Même le comportement effectif déclaré n'a pas été un bon prédicteur des prix choisis. On peut voir par là, peut-être une déclaration de comportements respectueux de l'environnement non réellement pratiqués. Une autre explication peut être que l'achat au cours de l'expérience n'est pas le cadre approprié, pour les participants, pour exprimer leurs préférences environnementales.

Le problème des prix très faibles

La variable dépendante de notre étude est observée pour tous les individus de l'échantillon. Cependant, certains participants ont indiqué des prix très faibles qui laissent penser que leur consentement à payer pour le produit était peut-être nul ou même négatif. De plus, les instructions précisaient aux participants (pour les rassurer et ne pas induire de comportement dus à la contrainte perçue de devoir mettre une somme non nulle et suffisamment élevée) que si les produits ne leur plaisaient pas, il pouvait simplement donner un prix très faible. En demandant aux participants de donner un prix, on leur demande implicitement un consentement à payer et non, par exemple, un consentement à recevoir. Tous ces éléments nous amènent à penser que certains prix très faibles ne révèlent pas réellement l'estimation des participants. Nous réalisons une régression sur les mêmes échantillons en mettant à zéro tous les prix inférieurs à 0,5€, seuil qui correspond au prix du jus d'orange "premier prix" dans le commerce. On peut considérer qu'estimer un pur jus d'orange en bouteille de verre de 1L à moins de 0,5€ revient à exprimer un consentement à payer nul ou négatif. Nous sommes alors en présence d'une variable censurée puisque le véritable prix n'est alors mesuré

que lorsque la variable observée est strictement supérieure à zéro. Le modèle économétrique correspondant est le modèle Tobit (encadré III.3.3).

Encadré III.3.3 : Le modèle Tobit (Thomas, 2000)

Si y_i^* est la variable dépendante et y_i la variable observée lors de l'enquête, un modèle est dit censuré lorsque le vecteur des variables dépendantes x_i est observé pour tout i et que, chaque fois que la variable dépendante y_i^* est inférieure à une certaine valeur c_i, on observe $y_i=c_i$. La variable est dite censurée (Thomas, 2000, pp.123-124).

$$\begin{cases} y_i = y_i^* & \text{si} \quad y_i^* > c_i \\ = c_i & \text{sinon} \end{cases}$$

Le modèle Tobit est un cas particulier de modèle censuré. Dans le modèle Tobit, tous les c_i sont identiques et nuls pour tous les individus et le terme d'erreur suit une loi normale, $\varepsilon_i \sim N(0,\sigma^2)$. La variable latente y_i^* a la spécification suivante :

$$\begin{cases} y_i^* = x_i\beta + \varepsilon_i \\ y_i = y_i^* & \text{si} \quad y_i^* > 0 \\ = 0 & \text{sinon} \end{cases}$$

L'estimation du modèle se fait par le maximum de vraisemblance.

Les résultats des régressions Tobit sont donnés dans le tableau III.3.14.

Variable dépendante	**Prix du produit A**			**Prix du produit B**			**Prix du produit C**		
Observations	**128**			**127**			**113**		
Valeurs censurées	**26**			**17**			**17**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2
Constante	0,57412***	0,21937	0,0089	0,81916***	0,24397	0,0008	0,73938***	0,17668	<,0001
AGEm	0,19535	0,15542	0,2088	0,25922	0,17411	0,1365	0,46720***	0,12874	0,0003
AGEs	0,54103***	0,18623	0,0037	0,56647***	0,20856	0,0066	0,82238***	0,15312	<,0001
REVm	0,27318**	0,12816	0,0330	0,19414	0,14364	0,1765	0,27338**	0,10777	0,0112
REVs	0,06749	0,16016	0,6735	0,05870	0,17940	0,7435	0,06986	0,13289	0,5991
ETSUP	0,15071	0,13017	0,2470	0,16143	0,14510	0,2659	0,23184**	0,10567	0,0282
SEXE	-0,02068	0,11327	0,8551	0,01131	0,12757	0,9293	-0,01317	0,09378	0,8883
ConsoBIO	-0,03534	0,11313	0,7548	0,23078*	0,12804	0,0715	-0,05234	0,09764	0,5919
PreocEnvt	-0,17193	0,10902	0,1148	-0,17228	0,12254	0,1598	-0,31924***	0,09166	0,0005
ENF	0,0055576	0,14284	0,9690	-0,11348	0,15956	0,4770	-0,14071	0,11532	0,2224
SI01	-0,04059	0,19326	0,8336	-0,09587	0,21718	0,6589	-0,07652	0,15869	0,6297
SI10	-0,09784	0,17351	0,5728	-0,09928	0,19488	0,6104	-0,11436	0,14735	0,4377
SI11	-0,55023***	0,18528	0,0030	-0,58539***	0,20693	0,0047	-0,71882***	0,15656	<,0001
Log vraissemblance	-112,10			-125,15			-74,48		

* : significatif à 10% ** : significatif à 5% *** : significatif à 1%

Tableau III.3.14 : Régression Tobit des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 1

Les coefficients des régressions Tobit n'apparaissent pas très différents des coefficients de la régression MCO. Les niveaux de significativité sont conservés, sauf pour la variable REVm, pour le produit B, qui est significative à 10% avec les MCO et devient non significative avec le Tobit. Les signes et les ordres de grandeurs des coefficients sont conservés. Les résultats du modèle Tobit

confirment les régressions en MCO. On peut considérer l'effet de la prise en compte des prix très faibles comme négligeable.

Effet de l'information

L'un des objectifs de l'étude était de déterminer l'effet de l'information sur les prix. Nous avons déjà discuté de l'interaction avec la préoccupation pour la santé. Cependant, la variable INFO interagit aussi, plus faiblement, avec d'autres effets : le fait d'avoir des enfants, le sexe et la consommation régulière ou occasionnelle de produits biologiques. Nous introduisons ces interactions dans la régression. Cette analyse ainsi que la précédente (interaction avec SANTE) nous permet de conclure que l'information a eu un impact négatif sur les prix des trois produits, variable selon les caractéristiques des participants.

Pour résumer (tableau III.3.15), les individus ayant diminué leur prix du fait de l'information sont les individus préoccupés par la santé lors de leurs achats de produits alimentaires. Les individus ayant des enfants ont été affectés par l'information et ont moins contribué à chacun des produits, surtout au produit respectueux de l'environnement, que les participants sans enfants. Les femmes ont donné des prix plus faibles, du fait de l'information, au produit conventionnel et au produit respectueux de l'environnement mais pas au produit biologique. Enfin, les consommateurs occasionnels ou réguliers de produits biologiques ont été négativement affectés par l'information, en ce qui concerne les produits conventionnels et respectueux de l'environnement.

Interaction	**Coefficient et significativité**			**Test des 2 hypothèses (test de Chow)**
	A (β_A)	**B (β_B)**	**C (β_C)**	**$\beta_A = \beta_B$ et $\beta_A = \beta_C$**
INFO*SANTE	-0,34***	-0,34**	-0,43***	Ne peuvent être rejetées
INFO*ENF	-0,27*	-0,31*	-0,44***	Ne peuvent être rejetées
INFO*SEXE	-0,26*	ns	-0,29**	Ne peuvent être rejetées
INFO*ConsoBIO	-0,21*	ns	-0,22*	Ne peuvent être rejetées

Tableau III.3.15 : Effet de l'information en interaction avec diverses variables

Bien que l'information ne portait que sur les produits B et C, le produit A a aussi été affecté. Dans l'expérience, une information nouvelle, quelle qu'elle soit, introduit un bruit et il est logique que le produit A soit, lui aussi, affecté. Par ailleurs, les trois produits étaient évalués en même temps. L'appréciation d'un produit s'est parfois traduite par la dépréciation du produit A (Rozan et al., 2002).

12- Résultat 12 : Les participants, pour qui la qualité environnementale des produits emporte une dimension privative de meilleur goût et de meilleure qualité sanitaire, semblent avoir les caractéristiques suivantes : ils sont préoccupés par la santé lors de leurs achats de produits alimentaires (produits A, B et C), ont des enfants (produit C), sont de sexe féminin (produit C) (méthode 1).

La question est à présent de déterminer comment les surprix ont été affectés par cette information (section D). Avant cela, nous présentons l'analyse économétrique des prix par la méthode 2, où l'information était révélée de manière séquentielle au même groupe.

c. Analyse économétrique des prix par la méthode 2

Dans la méthode 2 de mesure des prix pour les produits A, B et C, les mêmes individus ont évalué les produits deux fois sous les conditions INFO=0 et INFO=1. Ici aussi, tout comme pour la méthode 1, les données sont répétées : 70 individus donnent une estimation sous deux traitements différents (INFO) pour trois produits (A, B et C). Nous introduisons un effet spécifique aléatoire sur les individus et considérons un modèle à erreurs composées, pour chacun des produits, avec répétition sur la variable INFO (tableau III.3.16).

Variable dépendante	**Prix du produit A**			**Prix du produit B**			**Prix du produit C**		
Observations	**140**			**140**			**140**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value
Constante	0,5903***	0,2027	0,0050	0,7159***	0,2530	0,0064	0,8326***	0,2455	0,0012
AGEm	-0,01544	0,1657	0,9260	-0,00304	0,2067	0,9883	0,005690	0,2005	0,9774
AGEs	0,1814	0,1918	0,3476	0,2033	0,2393	0,3985	0,2861	0,2321	0,2219
REVm	0,3172**	0,1270	0,0149	0,4331***	0,1584	0,0080	0,4215***	0,1537	0,0078
REVs	0,2064	0,1628	0,2093	0,2717	0,2031	0,1853	0,2225	0,1970	0,2628
ETSUP	0,1606	0,1275	0,2122	0,1364	0,1591	0,3943	0,07680	0,1543	0,6203
SEXE	-0,01353	0,1112	0,9036	-0,07492	0,1387	0,5909	-0,08548	0,1346	0,5274
ConsoBIO	0,000912	0,1261	0,9942	0,3050*	0,1573	0,0566	0,2473	0,1526	0,1097
PreocEnvt	-0,02842	0,1072	0,7917	-0,07459	0,1337	0,5788	-0,07521	0,1297	0,5639
ENF	0,07331	0,1474	0,6206	0,1073	0,1839	0,5615	0,07882	0,1784	0,6600
SANTE	-0,01864	0,1428	0,8965	-0,07170	0,1781	0,6885	-0,1653	0,1728	0,3420
INFO	-0,01400	0,01533	0,3643	-0,02843	0,02748	0,3045	-0,03214	0,03029	0,2923
	AIC = 14,8 BIC = 19,3 $\sigma_i^2 = 0{,}1723***$ (test de présence d'effets spécifiques individuels)			AIC = 121,4 BIC = 125,9 $\sigma_i^2 = 0{,}2614***$ (test de présence d'effets spécifiques individuels)			AIC = 131,3 BIC = 135,8 $\sigma_i^2 = 0{,}2423***$ (test de présence d'effets spécifiques individuels)		

* : significatif à 10% ** : significatif à 5% *** : significatif à 1%

Tableau III.3.16 : Régression des prix de chacun des produits A, B et C par la méthode 2 – modèle à erreurs composées

Les régressions indiquent clairement un **effet revenu** pour l'ensemble des produits. L'**effet de la consommation occasionnelle ou régulière de produits biologiques** n'est significatif, et faiblement, que pour le produit biologique. Ces deux résultats confortent les résultats de la méthode 1. Par contre, sur le produit C, la méthode 2 ne relève pas d'effet niveau d'étude ou préoccupation environnementale. L'information semble ne pas avoir eu d'effet.

13- Résultat 13 : Les prix des trois produits sont déterminés par l'appartenance à la tranche de revenus moyens (+). Le prix du produit biologique est faiblement déterminé par la consommation de produits biologiques (+) (méthode 2).

Afin de tester plus précisément l'effet de l'information par rapport à nos questions de recherche, nous étudions la probabilité pour un individu de diminuer son prix après avoir reçu l'information par rapport au fait de laisser son prix inchangé ou de l'augmenter. Nous créons une variable ΔPrix qui correspond à la différence du prix après information et du prix avant information, pour chacun des produits :

$$\Delta Prix = P^{\text{Groupe I}}_{\text{après information}} - P^{\text{Groupe I}}_{\text{avant information}}$$

Nous avons vu dans la partie descriptive des prix que trois types de comportements sont observés :

- ΔPrix = 0 : Les individus n'ont alors pas été influencés par l'information et n'ont pas changé leur prix.
- ΔPrix >0 : Les participants ont augmenté leur prix après l'information.
- ΔPrix <0 : Les participants ont diminué leur prix du fait de l'information.

Nous examinons d'abord les effectifs et proportions d'individus ayant modifié leur prix à la suite de l'information, qui, comme l'indique le tableau III.3.17, sont relativement faibles. Les proportions d'individus ayant baissé leurs prix à la suite de l'information semblent supérieurs pour les produits B et C.

Effet de l'information sur l'évolution du prix	Négatif $\Delta Prix < 0$		Nul $\Delta Prix = 0$		Positif $\Delta Prix > 0$	
Produits	Effectifs	Proportion	Effectifs	Proportion	Effectifs	Proportion
A	8	11,43	54	77,14	8	11,43
B	18	25,71	38	54,29	14	20,00
C	17	24,29	42	60,00	11	15,71

Tableau III.3.17 : Effectifs et proportions des participants ayant changé ou non leur prix après information dans le groupe I et selon le produit (méthode 2)

Ici, nous spécifions la variable dépendante DIM qui vaut 1 lorsque les participants ont diminué leur prix du fait de l'information (ΔPrix <0) et 0 lorsqu'ils ont augmenté leur prix ou l'ont laissé inchangé à la suite de l'information (ΔPrix ≥ 0). Cela nous permet de déterminer les caractéristiques des individus ayant réagi à l'information par la diminution de leurs prix. La régression logistique est présentée dans le tableau III.3.18.

Modèle	**Logit**				**Modèle Logit avec effets aléatoires**			
Variable dépendante	**DIM**				**DIM**			
Observations totales	**210**				**210**			
Observations où le prix=0	**167**				**167**			
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Probabilité	Paramètre estimé	Ecart-type	Test p-value	Probabilité
Constante	-1,3758*	0,8040	0,0871	-	-2.6642	1.7134	0.1253	-
AGEm	0,9494	0,6393	0,1376	-	1.5962	1.4779	0.2820	-
AGEs	0,7103	0,7438	0,3396	-	1.0375	1.7270	0.5490	-
REVm	0,7341	0,4708	0,1189	-	1.2789	1.1004	0.2471	-
REVs	-1,4496*	0,8734	0,0970	-0,1457	-2.2059	1.7833	0.2182	-
ETSUP	-1,4700***	0,4330	0,0007	-0,1468	-2.5004**	1.0276	0.0162	-0,0594
SEXE	0,1852	0,4390	0,6732	-	0.2246	1.0371	0.8288	-
ConsoBIO	0,2941	0,4839	0,5434	-	0.5776	1.1386	0.6128	-
PreocEnvt	-0,4526	0,4251	0,2871	-	-0.7749	0.9620	0.4219	-
ENF	-0,3652	0,5753	0,5256	-	-0.5595	1.3496	0.6791	-
SANTE	-0,6553	0,5358	0,2213	-	-0.9416	1.2546	0.4542	-
BIO	1,1791**	0,5096	0,0207	0,2493	2.2917***	0.4490	<.0001	0,3428
ENVT	1,0843**	0,5117	0,0341	0,2260	2.0925***	0.4455	<.0001	0,2957
-2Log L	171,427				1258			
-2Log L (avec constante uniquement)	212,912				-			
Rapport de vraisemblance et test	41,4854***				-			
Pourcentage de cas correctement prédits	78,9%				-			

* significatif à 10% ** significatif à 5% *** significatif à 1%

Tableau III.3.18 : Régression logistique : probabilité de diminuer son prix du fait de l'information par la méthode 2

L'introduction d'effets aléatoires individuels avec données répétées sur le produit modifie quelque peu les résultats. L'effet revenu, qui était peu significatif, ne l'est plus. Et l'effet niveau d'étude est plus faible (coefficient plus faible).

Il y a un **effet niveau d'étude**. La probabilité de baisser son prix après l'information reçue est diminuée de 0,06 point lorsque les participants ont au moins le baccalauréat par rapport à ceux qui n'ont pas ce niveau d'étude.

> *14- Résultat 14 : Les participants ayant un niveau d'études plus faible ou/et n'étant pas préoccupés par l'environnement ont une probabilité moins forte de baisser leur prix après avoir reçu l'information, et ce pour l'ensemble des produits (méthode 2).*

Cela peut correspondre à deux explications possibles. D'une part, les individus ayant un niveau d'éducation supérieur sont peut-être plus informés et ont donc donné un prix avant information qui reflète la préoccupation environnementale. C'est le cas puisque lorsque nous introduisons dans le modèle une variable d'interaction entre ETSUP et PreocEnvt, l'interaction PreocEnvt*ETSUP est significative à 1% et les effets principaux sont aussi significatifs, à 1% pour ETSUP et 5% pour PreocEnvt. Cette interaction étaient aussi mise en évidence par la méthode 1.

D'autre part, les individus ayant au moins le baccalauréat ont peut-être moins tendance à se désavouer, hypothèse difficile à évaluer *a posteriori*. On peut relier cette question à la littérature sur l'effet d'une information convergente ou divergente avec les croyances des individus quant à la qualité des produits. La littérature marketing a étudié le phénomène de "dissonance cognitive" où la divergence entre une qualité attendue d'un produit et sa qualité perçue provoque un inconfort psychologique amenant l'individu à chercher à réduire cette dissonance. Lange (2000, pp.11-16) réalise une revue intéressante de la littérature sur l'infirmation[175] (positive ou négative) quant à la perception sensorielle ou hédonique des produits alimentaires. En présence d'une information contradictoire, soit l'individu oriente ses perceptions vers ses attentes (théorie de l'assimilation), soit il perçoit la différence entre la qualité perçue et ses attentes comme exagérément différentes (théorie du contraste), soit il existe un seuil de disparité entre attentes et qualité perçue au-dessous duquel se produit le phénomène d'assimilation et au-dessus duquel se produit le phénomène de contraste (théorie d'assimilation-contraste).

Dans le cas de notre étude, l'information présentée aux participants est amenée (i) soit à confirmer une croyance établie selon laquelle les produits biologiques et respectueux de l'environnement se distinguent de A uniquement par la pression moindre que leur processus de production a exercé sur l'environnement, (ii) soit à infirmer une croyance selon laquelle les produits biologiques et respectueux de l'environnement sont meilleurs sur le plan sanitaire et gustatif que le produit A. La théorie de l'assimilation nous dit que dans ce dernier cas, les individus auront tendance à minimiser l'information reçue pour qu'elle corresponde à leurs croyances. Par contre, si c'est la théorie du contraste qui se vérifie, les individus vont exagérer l'information reçue et mettre en exergue les caractéristiques environnementales des produits B et C. Enfin, la théorie de l'assimilation –contraste prédit un effet seuil propre à chaque individu. Il est probable que ces différents phénomènes aient eu lieu dans notre expérience.

La probabilité que la variable DIM soit égale à 1 varie en fonction du produit. La probabilité de diminuer son prix après l'information reçue est augmentée de 0,35 et 0,30 points respectivement pour les produits B et C par rapport à A. L'information a affecté l'évaluation des produits biologique et respectueux de l'environnement significativement plus que le produit conventionnel. Le fait d'apprendre que les produits B et C ne sont pas différents, sur les plans sanitaire et gustatif, du produit

[175] On parle d'infirmation des attentes sur la qualité d'un produit lorsqu'une nouvelle information nous fait percevoir la qualité du produit comme meilleure ou pire que la qualité attendue. Elle peut être positive (lorsque la qualité perçue "nous surprend agréablement") ou négative (lorsque la qualité perçue ne correspond pas à ce à quoi l'on s'attendait).

conventionnel mais qu'il se distinguent par leurs impacts moindres sur l'environnement a amené les participants à dévaluer ces produits par rapport à A.

Une régression sur la probabilité de diminuer le prix pour chacun des produits aurait été intéressante. Cependant, les effectifs des participants ne le permettent pas.

D. DETERMINANTS DES SURPRIX : ANALYSE ECONOMETRIQUE

Nous réalisons une étude des déterminants des surprix et notamment, nous souhaitons mesurer l'effet de l'information sur les consentements à payer. Les variables à prendre en compte dans le modèle sont les mêmes que celles identifiées dans le modèle sur les prix. Nous définissons le surprix comme la somme supplémentaire que les consommateurs sont prêts à payer pour le produit B ou C par rapport au produit A. Il s'agit en fait du consentement à payer pour la caractéristique "mode de production biologique" ou "respect de l'environnement".

$$CAP_B = P_{\mathrm{B}} - P_A \quad \text{et} \quad CAP_C = P_{\mathrm{C}} - P_A$$

a. Analyse des surprix par la méthode 1

Nous réalisons un Tobit sur le surprix de chacun des produits B et C par rapport à A (tableau III.3.19). Un Tobit est suggéré ici dans la mesure où les variables indépendantes sont observées sur tous les individus mais la variable dépendante est censurée.

Variable dépendante	**Surprix du produit B**			**Surprix du produit C**		
Observations	**128**			**128**		
Valeurs censurées	**13**			**14**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2
Constante	0,04949	0,13119	0,7060	0,26011**	0,11062	0,0187
AGEm	0,05669	0,09174	0,5366	0,07637	0,07826	0,3291
AGEs	0,02067	0,10952	0,8503	0,17953*	0,09364	0,0552
REVm	0,10038	0,07600	0,1866	0,01277	0,06450	0,8431
REVs	0,01451	0,09513	0,8787	-0,06723	0,08126	0,4080
ETSUP	0,09948	0,07695	0,1961	0,05222	0,06572	0,4269
SEXE	0,04419	0,06742	0,5122	0,01331	0,05721	0,8161
ConsoBIO	0,14435**	0,06789	0,0335	0,09796*	0,05751	0,0885
PreocEnvt	0,0093405	0,06510	0,8859	-0,03169	0,05500	0,5645
ENF	-0,06624	0,08409	0,4309	-0,11336	0,07130	0,1119
SI01	0,09503	0,11575	0,4116	-0,09843	0,09782	0,3143
SI10	0,05078	0,10483	0,6281	-0,11909	0,08846	0,1782
SI11	0,0053025	0,10960	0,9614	-0,18519**	0,09297	0,0464
Log vraissemblance	-49,79			-31,15		

* significatif à 10% ** significatif à 5% *** significatif à 1%

Tableau III.3.19 : Régression Tobit des surprix de chacun des produits B et C par la méthode 1

Le surprix pour le produit B n'a été affecté que par la **consommation de produits biologiques** (5%). Les participants consommant des produits biologiques ont donné un surprix supérieur de 0,14€ à celui donné par les non consommateurs de produits biologiques. Cette variable a aussi eu un impact, moins significatif, sur le surprix du produit C. Les consommateurs réguliers ou occasionnels ont contribué 0,10€ de plus pour le produit C par rapport à ceux qui ne consomment jamais de produits biologiques (significatif à 10%). Le coefficient de ConsoBIO n'est pas significativement différent en valeur pour B et C.

15- Résultat 15 : Les surprix des produits biologique et respectueux de l'environnement ont été influencés par la consommation de produits biologiques (+) (méthode 1).

On constate un **effet âge** sur le surprix du produit C. Les participants de plus de 50 ans ont contribué 0,19€ de plus que les moins de 29 ans (significatif à 10%). On retrouve ici une variable qui était significative pour les prix des trois produits.

16- Résultat 16 : Le surprix du produit respectueux de l'environnement est déterminé par l'appartenance à la tranche d'âge supérieure (+) (méthode 1).

Le surprix pour le produit C comprend aussi un **effet d'interaction entre la préoccupation pour la santé et l'information**. Elément important de notre analyse, le surprix du produit C est inférieur de 0,19€ pour les individus qui se préoccupent de leur santé et qui ont reçu l'information par rapport à ceux qui ne se préoccupent pas de leur santé et n'ont pas reçu l'information (significatif à 5%). Ce résultat vient invalider, du moins pour le produit respectueux de l'environnement, le résultat 5, qui

n'était basé que sur l'analyse statistique des distributions de surprix, sans prise en compte de l'hétérogénéité des comportements individuels.

> *17- Résultat 17 : Le consentement à payer pour le produit C des participants préoccupés par la santé recouvre en partie un consentement à payer pour des composantes privées de meilleur goût et de meilleure qualité sanitaire (méthode 1).*

b. Analyse des surprix par la méthode 2

Nous examinons tout d'abord les déterminants des CAP pour chacun des produits. La structure de la distribution de surprix admet de nombreux zéros. L'échantillon est censuré à gauche. Le tableau III.3.20 présente les résultats d'une régression Tobit sur les CAP pour B et pour C sur l'ensemble de l'échantillon.

Variable dépendante	CAP_B			CAP_C		
Observations	**140**			**140**		
Valeurs censurées	**13**			**14**		
Variables indépendantes	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2	Paramètre estimé	Ecart-type	Test χ^2
Constante	0,02751	0,11073	0,8038	0,21031**	0,10562	0,0464
AGEm	0,01991	0,08042	0,8044	0,01084	0,07689	0,8879
AGEs	0,01025	0,09311	0,9124	0,10184	0,08850	0,2499
REVm	0,15458**	0,06181	0,0124	0,13441**	0,05940	0,0236
REVs	0,07635	0,07876	0,3324	0,03461	0,07571	0,6475
ETSUP	-0,0088643	0,06189	0,8861	-0,08012	0,05936	0,1771
SEXE	-0,06585	0,05392	0,2221	-0,08581*	0,05193	0,0984
ConsoBIO	0,33887***	0,06287	<,0001	0,30704***	0,06024	<,0001
PreocEnvt	-0,04616	0,05213	0,3759	-0,03026	0,04997	0,5448
ENF	0,04719	0,07159	0,5098	0,0037133	0,06811	0,9565
SI01	0,02091	0,09697	0,8293	-0,08699	0,09303	0,3498
SI10	-0,02134	0,08985	0,8122	-0,20685**	0,08576	0,0159
SI11	-0,05205	0,08938	0,5603	-0,20126**	0,08531	0,0183
Log vraisemblance	-31,7470			-26,5649		

* significatif à 10% ** significatif à 5% *** significatif à 1%

Tableau III.3.20 : Régression Tobit des surprix de chacun des produits B et C par la méthode 2

De même qu'avec la méthode 1, la **consommation de produits biologiques** explique le consentement à payer pour B et C. Ici, le coefficient de cette variable est très significatif. Les participants consommant régulièrement ou occasionnellement des produits biologiques sont disposés à payer 0,34€ de plus pour le produit B et 0,31€ de plus pour le produit C, que les non-consommateurs de produits biologiques.

Les **revenus moyens** ont aussi eu tendance à donner un CAP supérieur (significatif à 5%). Les participants aux revenus compris entre 1000 et 1999€ ont un surprix supérieur de 0,15€ pour B et 0,13€ pour C par rapport aux participants aux revenus inférieurs à 999€.

Enfin, des variables significatives ont joué en négatif sur le CAP pour le produit respectueux de l'environnement. La variable d'interaction SANTE*INFO est significative à 5% (**SI11**). Les participants préoccupés par la santé ont donné, après avoir reçu l'information, un prix inférieur de 0,20€ par rapport aux prix donnés avant de recevoir l'information par les individus non préoccupés par la santé. L'effet principal de la variable SANTE (**SI10**) est lui aussi significatif à 5% montrant que, hors interaction avec l'information, les individus préoccupés par la santé contribuent moins que les individus non préoccupés par la santé au produit C toutes choses égales par ailleurs. L'information n'a pas affecté les participants non préoccupés par la santé. Enfin, la variable **SEXE** a un coefficient significatif à 10%. Les hommes ont donné un surprix plus faible de 0,09€ que les femmes. Cette variable interagit de manière peu significative (10%) avec la préoccupation environnementale montrant que les hommes se préoccupant de l'environnement ont tendance à moins contribuer que les femmes qui ne se préoccupent pas de l'environnement.

18- Résultat 18 : Les consentements à payer pour les produits biologique et respectueux de l'environnement résultent d'un effet consommation de produits biologiques (+) et un effet revenu moyen (+). Le consentement à payer pour le produit respectueux de l'environnement est aussi dû à un effet préoccupation pour la santé (-) et sexe (les hommes donnent un prix plus faible) (méthode 2).

19- Résultat 19 : Les participants préoccupés par la santé ont un consentement à payer pour le produit respectueux de l'environnement qui recouvre une dimension privative de meilleur goût et de meilleure qualité sanitaire (méthode 2).

Notons néanmoins, que dans ces régressions, nous avons considéré l'ensemble des observations comme indépendantes alors qu'il y a bien sûr un effet individuel que nous n'avons pas ici pris en compte dans une première approche. La difficulté de traitement réside dans l'existence de deux types de répétitions des estimations : en présence ou non d'information et selon le produit.

Nous souhaitions procéder de la même manière que pour l'analyse des prix dans la méthode 2. Afin d'éliminer la dimension information (INFO=0 ou INFO=1), nous définissons la différence des surprix après et avant information :

$$\Delta CAP_B = CAP_B^{\text{après information}} - CAP_B^{\text{avant information}}$$

et $$\Delta CAP_C = CAP_C^{\text{après information}} - CAP_C^{\text{avant information}}$$

Le tableau III.3.21 indique la proportion d'individus ayant ou non modifié leur surprix après information.

	Diminution $\Delta CAP < 0$		Pas de changement $\Delta CAP = 0$		Augmentation $\Delta CAP > 0$	
Produits	Effectifs	Proportion	Effectifs	Proportion	Effectifs	Proportion
B	20	28,57	35	50,00	15	21,43
C	16	22,86	43	61,43	11	15,71

Tableau III.3.21 : Effectifs et proportions des participants ayant changé ou non leur surprix après information dans le groupe I et selon le produit (méthode 2)

Le faible nombre d'observations pour lesquelles le consentement à payer a diminué ne nous permet pas de réaliser une régression.

En conclusion de l'analyse du surprix par les deux méthodes, il apparaît que la variable de consommation de produits biologiques détermine fortement les surprix pour le produit biologique, et de manière moindre les surprix du produit respectueux de l'environnement. La méthode 2 ajoute l'influence du revenu moyen pour les produits B et C.

En ce qui concerne l'effet de l'information, la méthode 1 nous indique que l'information a eu un impact négatif sur le surprix du produit C pour les participants se préoccupant de la santé par rapport aux individus non préoccupés par la santé et n'ayant pas reçu l'information. La méthode 2 indique aussi que les individus préoccupés par la santé et ayant reçu l'information donnent un surprix inférieur pour le produit C.

DISCUSSION ET CONCLUSION

Bien que les estimations de l'expérience s'avèrent inférieures aux prix constatés sur le marché, les résultats, concernant l'influence et le sens de variation des différentes variables déterminant les prix et surprix, sont relativement cohérents avec les conclusions de notre revue de la littérature. Un atout de notre analyse a été l'utilisation de deux méthodes de mesure de l'effet de l'information. En effet, la révélation séquentielle d'information sur le même groupe présente la difficulté de contrôler l'influence de l'estimation avant information sur l'estimation après information. Par ailleurs, la méthode 1, qui utilise deux groupes différents, exige un contrôle expérimental plus important de l'ensemble des variables susceptibles d'influencer les estimations, afin de ne pas introduire de sources de variation qui seraient, indûment, imputées à un effet information.

Nous pouvons résumer les résultats de *l'analyse statistique* en fonction de chaque méthode dans les tableaux III.3.22 et III.3.23.

	Comparaison des produits		**Effet de l'information**		
	Groupe I avant information	*Groupe II*	*A*	*B*	*C*
Distributions de prix	A≠B, A≠C et B=C		Non	Oui	Oui
Classement des prix	$P_B > P_C > P_A$ ou $P_C > P_B > P_A$ ou $P_B = P_C > P_A$ dans 80% des cas		Non		
Distribution des surprix	B=C			Non	Non

Tableau III.3.22 : Résumé des résultats de l'analyse statistique pour la méthode 1

	Comparaison des produits		**Effet de l'information**		
	Groupe I avant information	*Groupe I après information*	*A*	*B*	*C*
Distributions de prix	A≠B, A≠C et B=C		Non	Non	Non
Classement des prix	$P_B > P_C > P_A$ ou $P_C > P_B > P_A$ ou $P_B = P_C > P_A$ dans 80% des cas		Non		
Distribution des surprix	B=C			Non	Non

Tableau III.3.23 : Résumé des résultats de l'analyse statistique pour la méthode 2

Nous constatons que le produit biologique et le produit respectueux de l'environnement ont toujours des estimations plus élevées que le produit conventionnel. Mais, leurs distributions de prix ne sont pas différentes. En ce qui concerne, l'information, elle n'a eu d'effet que sur les produits biologiques et respectueux de l'environnement dans la méthode 1.

Les principaux résultats de l'*analyse économétrique* sont résumées dans le tableau III.3.24.

	Modèle	**Référence des résultats**	**Principaux effets significatifs**	**Effet de l'information et ses déterminants**
Variable dépendante : Prix				
Méthode 1				
Ensemble des produits	MCO/ erreurs composées	6 et 7	Age >50 ans (+) Revenu [1000 ; 1999](+) Préoccupation pour la santé (+) Information * Préoccupation pour la santé (-) Produit biologique (+) Produit respectueux de l'environnement (+)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé
Produit A	MCO	8, 9 et 12	Age >50 ans (+) Interaction (Age > 50 ans)*(Revenu>2000) Revenu [1000 ; 1999](+) Interaction (Revenu [1000 ; 1999)*(Etudes ≥ bac) Information * Préoccupation pour la santé (-)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé
Produit B	MCO	8-10 et 12	Age >50 ans (+) Interaction (Age > 50 ans)*(Revenu>2000) (+) Revenu [1000 ; 1999](+) Interaction (Revenu [1000 ; 1999)*(Etudes ≥ bac) Consommation de produits biologiques (+) Information * Préoccupation pour la santé (-)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé
Produit C	MCO	8, 11 et 12	Age >50 ans (+) Interaction (Age > 50 ans)*(Revenu>2000) Revenu [1000 ; 1999](+) Interaction (Revenu [1000 ; 1999])*(Etudes ≥ bac) Etudes ≥ bac (+) si préoccupation environnementale Information * Préoccupation pour la santé (-)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé, ou ayant des enfants ou de sexe féminin
Méthode 2				
Produit A	Modèle logit à erreurs composées	13	Revenu [1000 ; 1999](+)	Pas d'effet
Produit B	Modèle logit à erreurs composées	13	Revenu [1000 ; 1999](+) Consommation de produits biologiques (+)	Pas d'effet
Produit C	Modèle logit à erreurs composées	13	Revenu [1000 ; 1999](+)	Pas d'effet
Variable dépendante : Probabilité de diminuer son prix après information				
Méthode 2				
Ensemble des produits	Modèle logit à erreurs composées	14	Etudes ≥ bac (-) Préoccupation environnementale (-) Interaction (Préoccupation environnementale)*(Etudes ≥ bac) (-) Produit biologique (+) Produit respectueux de l'environnement (+)	-
Variable dépendante : Surprix				
Méthode 1				
Produit B	Tobit	15	Consommation de produits biologiques (+)	Pas d'effet
Produit C	Tobit	15-17	Consommation de produits biologiques (+) Age>50 ans (+) Information * Préoccupation pour la santé (-)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé
Méthode 2				
Produit B	Tobit	18 et 19	Consommation de produits biologiques (+)	Pas d'effet
Produit C	Tobit	18 et 19	Consommation de produits biologiques (+) Revenu [1000 ; 1999](+) Préoccupation pour la santé (-) Sexe (homme) (-)	Effet négatif sur les individus préoccupés par la santé

Tableau III.3.24 : Résumé des résultats de l'analyse économétrique

Les limites de notre étude sont nombreuses et sources d'améliorations futures. Nous revenons, tout d'abord, sur le protocole d'évaluation du CAP, notamment la notion de répétition des mesures. Celle-ci est très utilisée en économie expérimentale et sert deux principaux buts. (i) Elle permet des phénomènes d'apprentissage, qui peuvent être intéressants à étudier. (ii) La mise en situation réelle dans la procédure d'évaluation diminue les risques d'erreurs dus à l'incompréhension de la procédure, augmentant la validité externe des résultats, c'est-à-dire leur généralisation dans un contexte réel d'achat (Loewenstein, 1999, p.27 ; Ledyard, 1995, p.147). Ainsi, elle vise à distinguer ce qui relève de l'évaluation des biens de ce qui relève de la confusion et de l'incompréhension des participants quant à la procédure. La non-répétition des mesures, ou du moins de manière effective dans notre expérience, a sans doute introduit ce type de biais. Celui-ci est néanmoins à nuancer car bien que nous n'ayons pas réalisé de mesures de la validité des résultats, les discussions après expérience n'ont pas indiqué d'incompréhension ou de rejets vis-à-vis de la méthode[176]. Elles portaient plutôt, de manière générale, sur les produits et leurs caractéristiques environnementales et sanitaires. De plus, List et Shogren (1999) constatent, dans une enchère de Vickrey, une convergence des estimations des sujets d'autant plus rapide que le produit est familier (leur définition du non-familier est l'utilisation de termes "barbares", tels que la description de pathogènes – *Clostridium* – pour décrire les attributs sanitaires des produits évalués). Lorsque le bien est familier, les offres se stabilisent après une ou deux périodes. Bien que la procédure BDM converge moins rapidement que l'enchère de Vickrey (Noussair et al., 2003), on peut supposer que le biais d'évaluation du jus d'orange, produit familier des participants à l'expérience (sélectionnés sur le critère de consommation de ce produit) est atténué. Par ailleurs, ce mécanisme de répétition est objet de critiques de la part de l'économie behavioriste : Loewenstein (1999, pp.27-28) y voit un manque de validité externe, invoquant l'idée que, dans les situations réelles, les individus sont rarement confrontés, de manière répétitive, à la même décision, qu'ils peuvent à loisir améliorer. Il s'agit donc d'un arbitrage entre la diminution des erreurs dues à la confusion ou à l'incompréhension de la procédure et l'augmentation du réalisme du choix des produits. Quoi qu'il en soit, la répétition de la mesure dans notre expérience aurait permis d'examiner l'ensemble du spectre des choix de décisions (depuis les décisions inexpérimentées des participants, avec possibilités d'erreurs, jusqu'aux décisions expérimentées peut-être plus éloignées de la réalité de l'achat mais en tout cas, moins sujettes aux erreurs). Nous aurions également pu réaliser une phase avec valeurs

[176] La lettre reçue par les participants, avant l'expérience, expliquait la procédure BDM. Durant l'expérience, la procédure était expliquée de nouveau et illustrée à l'aide d'exemples. Puis, durant la procédure d'évaluation, les participants étaient à nouveau mis en situation (hypothétique) avec la possibilité de revenir sur leurs estimations.

induites, dans laquelle les participants auraient appris que la stratégie optimale est de donner sa véritable estimation (Rozan et al., 2002 ; Noussair et al., 2001).

Une autre limite de notre travail réside dans la difficulté à introduire un plus grand nombre de variables, dans nos modèles économétriques, du fait de la taille de notre échantillon. En effet, les variables d'âge, de revenu, de sexe, de présence d'enfants sont susceptibles de constituer des segments d'individus ayant des comportements types. Nous avons choisi de travailler ici à partir de l'économétrie. Cependant, nos données nous permettraient de réaliser une classification hiérarchique afin de déterminer les caractéristiques des individus quant au comportement vis-à-vis du prix, du surprix et de l'information fournie dans l'expérience. Nous envisageons, à l'avenir, de réaliser ce type d'étude pour donner un éclairage différent à notre analyse.

Notre analyse est attachée au type de produit choisi. Les conséquences des pratiques agricoles dans la production d'oranges sont largement locales. Etant donné que les oranges sont produites à l'étranger, l'environnement dont il était question sur les étiquettes était un environnement lointain. Le concernement des individus est plus faible dans ce cas, et on peut s'attendre à ce que leur contribution à l'environnement en tant que telle, en dehors de la perception de qualités intrinsèques supérieures, soit faible. Les résultats auraient sans doute été différents si les produits avait été cultivés dans la région dijonnaise.

Par ailleurs, l'information dans son contenu et sa forme, détermine en partie les résultats. (i) Nous avons aussi choisi dans l'expérience, pour une première approche de ne pas faire goûter les produits. Or, l'information portait justement sur les qualités intrinsèques des produits, notamment le goût. La possibilité de vérifier par soi-même la qualité gustative aurait apporté des éléments intéressants dans l'expérience, du fait que les individus, tous consommateurs de jus d'orange, se seraient sentis plus impliqués (Melton et al., 1996). (ii) Ceci nous amène à discuter du statut de l'information fournie. Nous avons examiné dans la partie II, les problèmes de vérifiabilité de l'information sur la qualité des biens. Ici, l'information, non seulement ne précisait pas de sources (plus ou moins crédibles) mais en plus, elle s'est confrontée à la difficulté de remettre en cause, dans le cadre d'une expérience ponctuelle, tout un système de croyances des individus. (iii) Enfin, l'information avait une formulation négative précisant l'absence de lien entre qualité environnementale et qualité sanitaire ou gustative. Les évaluations ont peut-être été sujettes à des effets de contexte (*framing effects*) (Camerer, 1995). La

formulation de l'information donnée aux sujets a un effet sur leurs décisions[177]. Dans l'expérience, l'effet négatif de l'information sur les prix peut être dû à la formulation de l'information. Fox et al. (2002) examinent l'effet d'une description positive ou négative de l'irradiation des produits. Une description positive augmente les CAP tandis qu'une description négative les diminue. De même, l'étude de Grankvist (2002) étudie la probabilité de choisir le produit A par rapport au produit B, avec A ayant des impacts environnementaux plus faibles que B. Dans l'expérience 1, A est étiqueté comme préférable pour l'environnement (écolabel positif). Dans l'expérience 2, c'est B qui est écolabellisé mais comme nuisible pour l'environnement (écolabel négatif). Dans l'expérience 2, les individus peu concernés par l'environnement ont eu tendance à choisir plus souvent le produit A.

[177] Vergnaud et al. (1999) étudient, à la suite des travaux d'Andreoni (1995), les effets de contexte dans les jeux de contribution à un bien public. Dans un contexte positif, la contribution individuelle au bien public a une externalité positive sur les autres joueurs. Au début du jeu, toute la dotation est placée sur le bien privé et chaque déplacement d'une quantité d'argent vers l'investissement public augmente les gains des autres. Dans le contexte négatif, toute la dotation est placée sur l'investissement public et un déplacement d'une quantité d'argent vers l'investissement privé diminue les gains des autres joueurs et a donc une externalité négative. Les résultats montrent que les participants se montrent plus coopératifs dans le contexte positif. Les auteurs suggèrent une forte implication en termes de politiques : la coopération spontanée sera plus forte pour la production d'un bien public que pour sa conservation.

Conclusion générale

> "However, competing ecolabelling programmes can cause consumer confusion and increased information costs for the consumer. As a result, consumer misperceptions can occur and consumers may then be discouraged from shifting their demand to environmentally superior products. To mitigate these problems, additional institutions (for example, governmental agencies, research and test institutes) become necessary. They can support consumer decision making with regard to different ecolabelling programmes and therefore they can suit the limited ability of the consumer to process all the available information. The tasks of these institutions may consist in the monitoring, observation and comparison of the activities and decisions of parallel ecolabelling programmes and in the evaluation of their respective quality."
>
> Karl et Orwat (1999, p.159-160)

> "Ecological certification processes are but one of many actions that can be taken. It is highly unlikely that ecological certification will be the 'ultimate' solution to forest depletion. It can, however, offer a first step in generating information. Even very modest responses by forest product consumers and forest managers can provide a glimpse of more widespread possibilities. Experience from ecological certification efforts can generate specific information on environmental and social values held and monetary willingness to pay. Additionally, information on forest management that enhances environmental service flows is generated. […]
> It is possible that ecological certification of forest products will not catch on and induce change. But without taking action and gaining experience, it is not possible to say. "
>
> Kiker et Putz (1996, p. 14)

L'accroissement considérable du nombre de programmes d'écolabellisation, tant dans les pays développés que dans les pays en voie de développement, en font des instruments incontournables quant à l'analyse de la gestion environnementale au même titre que les normes de pollution ou les taxes. A la différence des générations précédentes d'instruments de politiques d'environnement, l'écolabellisation repose explicitement sur les forces du marché, censées s'orienter vers la réalisation d'un bien-être collectif grâce à la production d'informations. Outre l'évolution des modalités d'intervention des pouvoirs publics, l'écolabellisation s'inscrit également dans le développement de nouvelles formes de régulation s'appuyant à la fois sur les acteurs de la société civile et sur ceux de la sphère marchande. L'écolabellisation peut alors devenir l'objet d'une instrumentalisation par ces différents groupes d'intérêts, aux objectifs, avoués ou inavoués, souvent divergents.

Les potentialités des programmes d'écolabellisation sont considérables, mais leur réalisation effective et, *in fine*, l'amélioration de l'environnement imputable à de tels programmes reposent sur la réalisation de conditions contraignantes. Nous avons identifié certaines de ces conditions, sans prétention à l'exhaustivité, et avons montré que leur non-satisfaction peut se traduire, dans certaines

circonstances par des effets pervers. Comme nous l'avons souligné l'écolabellisation et l'ensemble des mécanismes qui la sous-tendent ont fait l'objet de peu de travaux académiques. De plus, ils ne s'intègrent pas toujours aisément dans les corpus théoriques préexistants, et ce, en dépit de l'importance grandissante de l'écolabellisation dans les relations d'échange. Bien que nous ne disposions pas d'une "théorie économique prête à l'emploi" pour appréhender l'écolabellisation, nous avons démontré que la théorie économique, considérée dans sa pluralité (et parfois avec un certain éclectisme), permet d'éclairer certains mécanismes et de repérer des relations *a priori* cachées. Notre thèse visait à éclairer la nature et les rôles de l'écolabellisation et les déterminants de son efficacité au niveau microéconomique, tout en envisageant l'extension de cet instrument à un secteur spécifique en l'occurrence l'agro-alimentaire. L'application à ce secteur ajoute au caractère exploratoire de notre étude dans un domaine où les écolabels ne se développent à l'échelle nationale que depuis la deuxième moitié des années 90 et où les produits sont exclus du champ d'application de la plupart des programmes d'écolabellisation officiels.

Arrivés au terme de notre travail, nous rappelons les principaux résultats obtenus en soulignant leur intérêt par rapport à la littérature préexistante. Nous insistons également sur quelques implications en termes de politique économique. En dépit de l'éclairage apporté par notre travail sur l'écolabellisation, notre recherche comporte des limites inhérentes aux contraintes temporelles, matérielles et à notre manque de recul notamment par rapport à l'utilisation de certaines méthodes de validation empirique. Ces dernières nous permettent d'envisager plusieurs voies d'approfondissements, qui s'inscrivent dans la continuité de nos travaux. En référence à l'introduction et à l'organisation de notre thèse, nous déclinons ces différents points par rapport aux trois sections constitutives de la thèse.

La **partie I** nous a permis de situer l'écolabellisation comme un instrument de politiques d'environnement, à ce titre *potentiellement atténuateur* des défaillances de marchés liées à la production de biens environnementaux et comme *instrument régulateur complémentaire* plutôt que concurrent des approches plus traditionnelles que sont les instruments *command and control* et les instruments économiques.

Nous avons montré que l'écolabellisation ne peut être complètement analysée de manière pertinente par les modèles classiques de différenciation des produits. Alors que la différenciation des produits suppose des préférences données des consommateurs, l'écolabel endogénéise la qualification des préférences des consommateurs pour la qualité environnementale et les coûts d'innovation des firmes. Une étude fine nous a permis de montrer que l'écolabellisation est ainsi soumise à des jeux complexes d'acteurs dotés de capacités différentes et que l'objectif de protection de l'environnement peut être l'objet de manipulations stratégiques.

Certaines conditions nécessaires à la réalisation des potentialités de l'écolabellisation ont été identifiées, mettant en exergue les écarts entre les préconisations et les réalités de terrain. L'un de nos

principaux résultats consiste à démontrer que sous certaines circonstances plausibles, l'introduction d'un programme d'écolabellisation peut générer un effet pervers en induisant une augmentation de la dégradation environnementale plutôt que sa diminution. Lorsque le consommateur se soucie uniquement de l'impact environnemental unitaire des produits qu'il achète, l'amélioration de la qualité environnementale par unité de bien peut être annulée par une augmentation de la quantité consommée. L'analyse essentiellement théorique de cet effet pervers et ses applications, largement au-delà de la seule écolabellisation fournit une piste d'approfondissement empirique prometteuse. Cette analyse met notamment en évidence un trait saillant de l'écolabellisation : elle est basée sur la consommation et ne remet pas fondamentalement en question les modes de vie.

Après avoir analysé les potentialités offertes par les écolabels dans la régulation des problèmes environnementaux et souligné le rôle important de l'agro-alimentaire sur la qualité de l'environnement, nous avons exposé et discuté de manière critique les raisons de l'exclusion des produits agro-alimentaires de la plupart des dispositifs institutionnels d'écolabellisation. Nous montrons que les raisons d'exclusion des produits agro-alimentaires du dispositif d'écolabellisation sont discutables tout en reconnaissant que l'écolabellisation des produits agro-alimentaires n'est pas sans poser problème, notamment du fait de la confusion possible du consommateur entre qualité sanitaire et qualité environnementale des produits..

Malgré de nombreux atouts, l'écolabellisation présente des limites qui lui sont propres. Plutôt que d'opposer les différents instruments de politiques d'environnement, une piste de recherche à approfondir consiste à considérer les moyens de leurs synergies, les limites de l'un étant susceptibles d'être surmontées par les atouts de l'autre.

La **partie II** nous a permis de mettre en évidence certains obstacles à la réussite d'une stratégie d'écolabellisation, au niveau de la relation entre vendeur et acheteur. Le choix du cadre d'analyse de la branche de la mesure de la théorie des coûts de transaction nous apparaît plus riche pour notre objet d'étude. Grâce à une analyse de l'écolabel comme un contrat implicite pour la fourniture d'attributs environnementaux, nous montrons que l'écolabel agit sur différents coûts de mesure, les coûts relatifs à la définition, à la vérification et au mode de signalement des attributs environnementaux, mais avec un résultat final incertain. En effet, certains coûts de mesure sont susceptibles d'être diminués tandis que d'autres semblent plutôt être augmentés, d'où la difficulté de trancher sur l'impact global de l'écolabel sur les coûts de mesure. D'autant plus que les coûts sont variables selon les conditions réelles du déroulement de la transaction comme l'hétérogénéité des consommateurs, la présence d'autres étiquettes sur les produits et le contexte de la décision d'achat.

Notre analyse insiste sur la nécessité de concevoir des arrangements institutionnels adéquats permettant la fourniture de qualité environnementale tout en s'intéressant à leur efficience propre. Nous avons également mis en évidence la nécessité d'étudier à la fois le problème de la distribution asymétrique d'information entre les deux parties et les conséquences des capacités cognitives limitées

des acheteurs. Notre analyse souligne l'intérêt d'études empiriques, peut-être au moyen d'études de cas, des effets de différentes configurations d'écolabels sur les coûts de mesure et sur leur répartition.
A l'aide de l'économie expérimentale, nous avons observé, dans une première étape, le comportement des marchés en présence de coûts de transaction croissants, lorsque la mesure – plus ou moins coûteuse – des attributs revient à l'acheteur. Plus l'information est coûteuse, plus son achat risque de dissiper le consentement à payer des consommateurs, et plus l'efficacité des marchés est faible.
Nous avons également montré, à travers une analyse théorique et empirique, que les écolabels étaient susceptibles de permettre aux consommateurs de contribuer à la production d'un bien public. Dans un souci de réalisme, nous avons combiné les problèmes informationnels et les problèmes générés par la nature collective des attributs environnementaux. Bien que les deux problèmes soient cités dans la littérature, cette tentative de combinaison, est à notre connaissance la première, et mériterait d'être approfondie. En effet, les interactions entre les problèmes informationnels et la nature collective des biens, ainsi qu'entre les mécanismes atténuateurs respectifs nous semblent un domaine encore vierge. Nous avons effectué un premier pas dans ce sens en montrant comment l'éco-étiquetage pouvait constituer un dispositif capable d'atténuer simultanément ces deux sources de défaillance. Notre argumentation théorique s'est appuyée sur une étude empirique originale des éco-étiquettes présentes sur trois catégories de produits agro-alimentaires, qui nous a permis d'identifier les stratégies des acteurs de la filière agro-alimentaire. Nous avons également mis en évidence la nécessité d'un compromis entre la rigueur du processus d'éco-étiquetage et les coûts de transaction susceptibles d'en résulter, en fonction des capacités prêtées aux agents économiques.

La **partie III** nous a permis de mettre en évidence l'un des fondements de l'efficacité des programmes d'écolabellisation, à savoir l'existence de préférences environnementales chez les consommateurs et d'un consentement à payer (ou à choisir préférentiellement) correspondant. A cette fin, nous avons mobilisé l'économie expérimentale, dont nous avons souligné les avantages, pour nos questions de recherche par rapport à d'autres méthodes possibles.
Notre objectif était de répondre à deux questions principales. Existe-t-il un consentement à payer pour des attributs environnementaux des biens ? Et si oui, ce CAP recouvre-t-il une préoccupation privative vis-à-vis d'autres attributs, privatifs, des biens ? Notre expérience nous a permis de mettre en évidence l'existence d'un CAP pour des attributs environnementaux, consentement influencé par certaines caractéristiques socio-démographiques des individus. De plus, elle a étayé notre hypothèse selon laquelle ce consentement ne se limite pas à des caractéristiques publiques et intangibles, mais recouvre aussi partiellement des caractéristiques privées, pouvant être de recherche ou d'expérience. D'importantes implications ont pu être dégagées, comme la nécessité de connaître les liens réalisés par les consommateurs afin de fournir le niveau adéquat des caractéristiques privatives et potentiellement vérifiables associées (objectivement ou non).

Nos résultats sont bien sûr à nuancer. Notre instrument de mesure a certainement influencé les résultats. Au-delà du statut de l'information fournie dans l'expérience, et que nous avons déjà discuté, la méthodologie utilisée a permis un contrôle de l'environnement informationnel de l'expérience mais n'a pu remettre en cause des croyances ancrées et préexistantes des participants. Notre apprentissage de la méthode expérimentale d'évaluation des biens nous a révélé la difficulté d'effectuer un contrôle strict de l'ensemble des variables influençant la variable expliquée dans l'expérience, surtout les croyances des participants. L'utilisation de la méthode expérimentale nous a permis de prendre conscience des concepts théoriques qui établissent la validité de la méthode.

De nombreuses questions n'ont pu être abordées dans la thèse, notamment la question des enjeux internationaux des écolabels, susceptibles de générer des distorsions de concurrence et de constituer des variables stratégiques au service d'intérêts partisans. De plus, la multiplication des programmes d'écolabellisation se traduit par des phénomènes de compétition institutionnelle qui déplacent la concurrence vers le terrain institutionnel, où certains acteurs sont susceptibles de construire leurs futures sources de rentes.

Malgré notre frustration par rapport aux nombreuses questions laissées en suspens, à celles que nous n'avons fait qu'effleurer et aux choix méthodologiques expérimentaux sur lesquels nous n'avons pu revenir, nous espérons que notre contribution a éclairé certains aspects de l'écolabellisation susceptibles d'enrichir le débat et de suggérer des voies d'approfondissement pertinentes.

Annexes

Bibliographie

Abdessalem T., 1999, **Biens publics avec exclusion**, Monographies d'Econométrie, CNRS ed.
Adamowicz W., Louviere J., Williams M., 1994, Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities, **Journal of Environmental Economics and Management**, 26:271-292.
Agriculture Canada, 1993, Etude sur les consommateurs et l'environnement, Rapport Final, Ottawa, Canada, 80p.
Akerlof G., 1982, Labor Contracts as Partial Gift Exchange, **Quarterly Journal of Economics**; 97(4):543.
Akerlof G., 1970, The Market for "Lemons": Quality Uncertainty and the Market Mechanisms, **Quarterly Journal of Economics**, 89:488-500.
Alchian A. A., Demsetz H., 1972, Production, Information Costs, and Economic Organization, **American Economic Review**, 62:777-795.
Alfnes F., Rickertsen K., 2003, European Consumers' Willingness to Pay for U.S. Beef in Experimental Auction Markets, **American Journal of Agricultural Economics**, 85(2):396-405.
Allen D., 2000, Transaction Costs, Bouckaert B., De Geest G., eds., vol. I: **The History and Methodology of Law and Economics**, Cheltenham, Edward Elgar, 1094p., pp.893-926.
Alvensleben R., 1998, Ecological Aspect of Food Demend: The Case of Organic Food in Germany, AIR-CAT 4th Pleanary Meeting, Health, Ecological and Safety Aspects in Food Choice, 4(1):68-79.
Andersen E.S., Philipsen K., 1998, The Evolution of Credence Goods in Customer Markets: Exchanging "Pigs in Pokes", DRUID Winter Seminar, Middelfart, 1998, January,8th-10th, 19p.

Andreoni J., 1990, Impure Altruism and Donations to Public Goods: A Theory of Warm-Glow Giving?, **Economic Journal**, 100(401):464-477.
Andreoni J., 1995, Warm Glow Versus Cold Prickle: The Effects of Positive and Negative Framing on Cooperation in Experiments, **Quarterly Journal of Economics**, 110(1): 1-21.
Armand-Balmat C., 2002, Comportement du consommateur et produits biologiques: le consentement à payer pour la caractéristique biologique, **Revue d'Economie Politique**, 1:33-46.
Arrow K.J., 1963, Uncertainty and the Welfare Economics of Medical Care, **The American Economic Review**, 53(5):941-973.
Axelrod R., 1984, **The Evolution of Cooperation**, New-York:Basic Books.
Ayasamy C., 1996, Politiques d'environnement, enjeux de compétitivité et règles du commerce international : un tour d'horizon, **Revue Française d'Economie**, XI(3):129-163.
Azariadis C., 1975, Implicit Contracts and Underemployment Equilibria, **Journal of Political Economy**, 83(6):1183-1202.
Bagwell K., Riordan M., 1991, High and Declining Prices Signal Product Quality, **American Economic Review**, 81:224-239.
Barde J.P., 1995, Environmental Policy and Policy Instruments, In : **Principles of Environmental and Resource Economics,** Folmer H., Gabel H.L. eds., Ch. 6, pp.157-201.
Barde J.P., 1991, **Economie et politique de l'environnement**, PUF l'économiste, 383p.
Barzel Y., 1989, **Economic Analysis of Property Rights**, Cambridge University Press.
Barzel Y., 1985, Transaction Costs: Are They Just Costs?, **Journal of Institutional and Theoretical Economics**, 141(1):4-16.
Barzel Y., 1982, Measurement Cost and the Organization of Markets, **The Journal of Law and Economics**, XXV(1):27-48.
Barzel Y., 1977, Some Fallacies in the Intrepretation of Information Costs, **The Journal of Law and Economics**, XX(2):291-307.
Bator F., 1958, The Anatomy of Market Failure, **Quarterly Journal of Economics**, LXXII:351-379.
Baumol W.J., Oates W.E., 1988, **The Theory of Environmental Policy**, Second Edition, Cambridge University Press, Cambridge, England, 299p.
Baumol W.J., Panzar J., Willig R., 1981, **Contestable Markets and the Theory of Industry Structure**, New York: Harcourt Brace Jovanovich.
Beales H., Mazis M.B., Salop S.C., Staelin R., 1981, Consumer Search and Public Policy, **Journal of Consumer Research**, 8:11-22.
Becker G. M., DeGroot M. H., Marschak J., 1964, Measuring Utility by a Single-Response Sequential Method, **Behavioral Science**, 9:226-232.

Belletti G., 2000, Origin Labelled Products, Reputation and Heterogeneity of Firms, In : **The Socio-Economics of Origin Labelled Products in Agri-Food Supply Chains**, Sylvander B., Barjolle D., Filippo A., eds., Inra Actes et Communications, 17(1):239-259.
Bester H., Ritzberger K., 2001, Strategic Pricing, Signalling, and Information Acquisition, **International Journal of Industrial Organization**, 19:1347-1473.
Bettman J.R., Luce M.F., Payne J.W., 1998, Constructive Consumer Choice Processes, **Journal of Consumer Research**, 25:187-217.
Bidault F., Jarillo J.C., 1995, La confiance dans les transactions économiques, In : **Confiance, Entreprise et Société**, Bidault F., Gomez P.Y., Marion G. eds., Editions ESKA, Paris, pp. 109-123.
Blamey R.K., Rolfe J.C., Bennett J.W., Morrison M.D., 1997, Environmental Choice Modelling : Issues and Qualitative Insights, Research Report n°4, University of New South Wales, Canberra, Australia, 54p.
Blend J., Van Ravenswaay E.O., 1999, Measuring Consumer Demand for Ecolabeled Apples, **American Journal of Agricultural Economics**, 81(5):1072-1077.
Blend J., Van Ravenswaay E.O., 1997, Using Ecolabeling to Encourage Adoption of Innovative Environmental Technologies in Agriculture, Staff Paper n° 97-19, Michigan State University, East Lansing, MI, USA.
Boccatelli S., Nardella M., 2000, Consumer Willingness To Pay for Pesticide-Free Fresh Fruit and Vegetable in Italy, **International Food and Agribusiness Management Review**, 3:297-310.
Bohm P., Linden J., Sonnegård J., 1997, Eliciting Reservation Prices: Becker-DeGroot-Marschak Mechanisms Versus Markets, **Economic Journal**, 107:1079-1089.
Bontems P., Rotillon G., 1998, **Economie de l'environnement**, Collection Repères, Editions la Découverte, 118p.
Börkey P., Glachant M., Lévêque F., 1999, Voluntary Approaches for Environmental Policy in OECD Countries : An Assessment, Rapport pour l'OCDE, 98p.
Bougherara D., Grolleau G., 2003, L'éco-étiquetage des produits est-il crédible? Proposition d'un cadre d'analyse, Annual Congress of the Swiss Society of Economics and Statistics, Bern, March 20th-21st, 2003.
Bougherara D., Grolleau G., 2002, Can Ecolabeling Mitigate Market Failures? An Analysis Applied to Agro-Food Products, In : **Ecolabels and the Greenings of the Food Market**, Proceedings of the The Tufts University Friedman School of Nutrition Science and Policy Conference, Boston, November, 7th-9th, 2002, Lockeretz W. ed., Boston, MA, USA, 205p., pp. 111-119.
Bougherara D., Grolleau G., Thiébaut L., 2003a, Réputation environnementale en agro-alimentaire: "Milieu de production" versus "Processus de production" ?, **Revue d'Economie Régionale et Urbaine**, 1:121-144.
Bougherara D., Grolleau G., Thiébaut L., 2003b, Mise en perspective et discussion de l'exclusion des produits agro-alimentaires du dispositif d'écolabellisation, **Economie Rurale**, n°275.
Bougherara D., Grolleau G., Thiébaut L., 2003c, Can Labelling Policies Do More Harm Than Good? An Analysis Applied to Environmental Labelling Schemes, Working Paper, CESAER, INRA ENESAD, Dijon, 8p.
Bougherara D., Grolleau G., Thiébaut L., 2002, L'écolabellisation des produits agro-alimentaires : un complément aux autres instruments des politiques environnementales ?, **Economies et Sociétés**, Série "Systèmes agro-alimentaires", XXXVI(9-10):1403-1420.
Bowles, S. 1998, Endogenous Preferences: The Cultural Consequences of Markets and Other Economic Institutions, **Journal of Economic Literature**, 36:75-111.
Brousseau E., 1993, **L'économie des contrats-Technologies de l'information et coordination interentreprises**, PUF ed., Collection Économie en Liberté, Paris.
Brousseau E., Glachant J.-M., 2002, The Economics of Contracts and the Renewal of Economics, In: The Economics of Contracts: Theoris and Applications, Brousseau E., Glachant J.-M. eds., Cambridge University Press, 600p, pp.3-44.
Buchanan J. M., 1965, An Economic Theory of Clubs, **Economica**, 32:1-14.
Buchanan J. M., Stubblebine W. C., 1962, Externality, **Economica**, 29(116):371-384.
Buzby J.C., Ready R.C., Skees J.R., 1995, Contingent Valuation in Food Policy Analysis : A Case Study of a Pesticide-Residue Risk Reduction, **Journal of Agriculural and Applied Economics**, 27(2):613-625.

Camerer C., 1995, Individual Decision Making, In : **Handbook of Experimental Economics**, Kagel J.H., Roth A.E., eds., Princeton University Press, NJ, USA, 721p., pp.587-704.
Camerer C.F., Hogarth R.M., 1999, The Effects of Financial Incentives in Experiments: A Review and Capital-Labor-Production Framework, **The Journal of Risk and Uncertainty**, 19:7-42.
Carlson L., Grove S.J., Kangun N., 1993, A Content Analysis of Environmental Advertising Claims: A Matrix Method Approach, **Journal of Advertising**, XXII:27-39.
Cason T.,Gangadharan L., 2002, Environmental Labeling and Incomplete Consumer Information in Laboratory Markets, **Journal of Environmental Economics and Management**, 43(1).
Cason T.N., Khan F., 1999, A Laboratory Study of Voluntary Public Goods Provision with Imperfect Monitoring and Communication, **Journal of Development Economics**, 58:533-552.
Caswell J., Mojduzska E., 1996, Using Informational Labeling to Influence the Market for Quality in Food Products**, American Journal of Agricultural Economics**, 78:1248-1253.

Charness G., Dufwenberg M., 2002, Promises and Partnership, Séminaire, Krannert School of Management, Purdue University, IN, USA.
Cheung S., 1983, The Contractual Nature of the Firm, **The Journal of Law and Economics**, XXVI:1-21.
Cho B.-H., Hooker N. H., 2002, A Note on Three Qualities: Search, Experience and Credence Attributes, Working Paper, Ohio State Uiversity, OH, USA, 19p.
Clemens J., Law M., 1998, What Does Market Failure Mean?, **Fraser Forum**, March 1998.
Coase R., 1960, The Problem of Social Cost, **Journal of Law and Economics**, 3:1-44.
Coase R., 1937, The Nature of the Firm, **Economica**, 4:386-485.
Coglianese C., Lazer D., 2002, Management-Based Regulation : Prescribing Private Management to Achieve Public Goals, Working Paper 02-11, AEI-Brooking Joint Center for Regulation Studies, November, 46p.
Combris P., Lange C., Issanchou S., 2002, Assessing the Effect of Information on the Reservation Price for Champaigne : Second-Price Compared to BDM Auctions with Unspecified Price Bounds, 6èmes Journées d'Economie Expérimentale, 23-24 mai 2002, Paris, 13p.
Combris P., Lecocq S., Visser M., 1997, Estimation of a Hedonic Price Equation for Bordeaux Wine **The Economic Journal**, 107(441):390-402.*
Cornes R., Sandler T., 1996, **The Theory Of Externalities, Public Goods And Club Goods**, Cambridge University Press, Cambridge, USA.
Couton C., Gardes F., Thépaut Y., 1996, Hedonic Prices for Environmental and Safety Characteristics and the Akerlof Effect in the French Car Market, **Applied Economics Letters**, 3:435-440.
Cowen T., Crampton E., 2003, **Market Failure or Success: The New Debate**, Edward Elgar and The Independant Institute, 384p.
Cropper M.L., Oates W.E., 1992, Environmental Economics: A Survey**, Journal of Economic Literature**, XXX:675-740.
Dalhman C. J., 1979, The Problem of Externality, **Journal of Law and Economics**, 22:141-162.
Darby M.R., Karni E., 1973, Free Competition and the Optimal Amount of Fraud, Journal of Law and Economics, 16:67-88.
Davenport T.H., Beck J.C., 2001, The Attention Economy, Harvard Business School Press, MA, USA.
Davis R. K., 1963, The Value of Outdoor Recreation : An Economic Study of the Maine Woods, Doctoral Dissertation in Economics, Harvard University, MA, USA.
DeJong D., Forsythe R., Lundholm R., Uecker W., 1985, A Laboratory Investigation of the Moral Hazard Problem in an Agency Relationship, Journal of Accounting Research, 23:81-120.
Deliza R., Rosenthal A., Hedderley D., MacFie H.J.H., Frewer L.J., 1999, The Importance of Brand, Product Information and Manufacturing Process in the Development of Novel Environmentally Friendly Vegetable Oils, **Journal of International Food and Agribusiness Marketing**, 10(3):67-77.
Demsetz H., 1974, Two Systems of Belief About Monopoly, in: **Industrial Concentration: The New Learning**, Goldschmid H.J., Mann H.M., Weston J.F. eds., Toronto: Little, Brown and Company, pp.166-167.
Demsetz H., 1969, Information and Efficiency: Another Viewpoint*,* **Journal of Law and Economics**, 12:1-22.

DiMaggio P., Louch H., 1998, Socially Embedded Consumer Transactions: for What Kinds of Purchases do People Most Often Use Networks?, **American Sociological Review**, 63:619-637.
Dosi C., Moretto M., 2001, Is Ecolabelling a Reliable Environmental Policy Measure?, **Environmental and Resource Economics**, 18(1):113-127.
Eggertson T., 1990, **Economic Behavior and Institutions**. Cambridge: Cambridge University Press.
Elster J., 1985, Rationality, Morality, and Collective Action, **Ethics ,**96:136-155
EPA, 1998, Environmental Labeling Issues, Policies and Practices Worldwide, Report for the Pollution Prevention Division, US Environmental Protection Agency, Contract N° 68-W6-0021, 322p.
Farès M.H., Saussier S., 2002, Coûts de transaction et contrats incomplets, **Revue Française d'Economie**, XVI(3):191-230.
Faucheux S., Noël J.F., 1995, **Économie des ressources naturelles et de l'environnement**, Armand Colin ed., 370p.
Favereau O., 1989, Marchés internes, marchés externes, **Revue Economique**, 40(2):273-328.
Feddersen T., Gilligan T., 2001, Saints and Markets: Activists and the Supply of Credence Goods, **Journal of Economics and Management Strategy**, 10(1):149-171.
Ford G.T., Smith D.B., Swasy J.L., 1988. An Empirical Test of the Search, Experience and Credence Attributes Framework, **Advances in Consumer Research**, 15:239-248.
Fox J.A, Hayes D.J., Shogren J.F, 2002, Consumer Preferences for Food Irradiation: How Favorable and Unfavorable Descriptions Affect Preferences for Irradiated Pork in Experimental Auction, **Journal of Risk and Uncertainty**, 24(1):75-95.
Fox J.A, Hayes D.J., Shogren J.F, Kliebenstein J.B., 1996, Experimental Methods in Consumer Preference Studies, **Journal of Food Distribution Research**, July 1996:1-7.
Fox J.A, Shogren J.F, Hayes D.J., Kliebenstein J.B., 1995, Experimental Auctions to Measure Willingness to Pay for Food Safety, In: **Valuing Food Safety and Nutrition**, Caswell J.A. ed., Boulder, Westview Press, CO., USA, Chapter 6, pp.115-128.
Fox J.A., Kliebenstein J.B., Hayes D.J., Shogren J.F., 1994, Consumer Acceptability of Milk from Cows Treated With Bovine Somatotrophin, **Journal of Dairy Science**, 77:703-707.
Fremling G.M., Posner R.A., 1999, Market Signaling of Personal Characteristics, Working Paper n° 87, University of Chicago, ILL, USA.
Garrod G., Willis K.G., 1999, **Economic Valuation of the Environment, Methods and Case Studies**, Edward Elgar, MA, USA, 384p.
Gil J.M., Gracia A., Sanchez M., 2001, Market Segmentation and Willingness to Pay for Organic Products in Spain, **International Food and Agribusiness Management Review**, 3:207-226.
Glachant M., 2002, Les instruments de politique environnementale en matière de contrôle de la pollution, CERNA, Ecole des Mines de Paris, 51p.
Godard O., 1993, Stratégies industrielles et conventions d'environnement: de l'univers stabilisé aux univers controversés, Actes du Colloque, Paris, 15-16 février 1993, INSEE Méthodes environnement économie, 39-40:145-174.
Govindasamy R., Italia J., 1997, Consumer Response to Integrated Pest Management and Organic Agriculture: An Econometric Analysis, New Jersey Agricultural Experiment Station, Rutgers State University of New-Jersey, NJ, USA, 50p.
Govindasamy R., Italia J., Rabin J., 1998a, Consumer Response and Perception of Integrated Pest Management Produce, **Journal of Extension**, 36(4), 5p.
Govindasamy R., Italia J., Thatch D., Adelaja A., 1998b, Consumer Response to IPM-Grown Produce, New Jersey Agricultural Experiment, Station, Rutgers State University of New-Jersey, NJ, USA, 45p.
Granatstein D., 2000, Emerging Ecolabels for Food Products, Center for Sustaining Agriculture and Natural Resources Washington State University, Wenatchee, WA, USA.
Grankvist G., 2002, Determinants of Choice of Eco-Labeled Products, Doctoral Dissertation, Department of Psychology, Göteborg University, Sweden, 146p.
Greffe X., 1994, **Economie des politiques publiques**, Précis Dalloz, 256p.
Grether D.M., Wilde L.L., 1983, Consumer Choice and Information , New Experimental Evidence, **Information Economics and Policy**, 1(2):115-144.
Grilliches Z., 1971, Hedonic Price Indexes for Automobiles: An Econometric Analysis of Quality Change, In: **Price Indexes and Quality Change**, Havard University Press, MA, USA.

Grisé M.-L., Gallupe B., 1999, Information Overload: Addressing the Productivity Paradox in Face-to-Face Electronic Meetings, **Journal of Management Information Systems**, 16(3):157-185.
Grodsky J.A., 1993, Certified Green: The Law and Future of Environmental Labeling, **The Yale Journal on Regulation**, 10(147):147-227.
Grolleau G., 2001, Le management environnemental de l'exploitation agricole peut-il être une stratégie "win-win-win" ? , **Economie Appliquée**, 4:157-168.
Grolleau G., 2000, L'écoproduit agro-alimentaire: de la compréhension des concepts à la complexité de la réalité, Annales de l'Ecole des Mines, **Responsabilité et Environnement**, 18:27-44.
Grolleau G., Caswell J., 2002, Giving Credence to Environmental Labeling of Agro-Food Products : Using Search and Experience Attributes as an Imperfect Indicator of Credibility, Ecolabels and the Greening of Food Markets Conference, November, 7th-9th, 2002, Boston, MA,USA.
Grolleau G., BenAbid S., 2001, Fair Trading in Markets for Credence Goods, An Analysis Applied to Agro-Food Products, **Intereconomics**, 36(4):208-214.
Grossman S.J., 1981, The Informational Role of Warranties and Private Disclosure About Product Quality, **Journal of Law and Economics**, 24(3):461-483.
Grossman S.J., Stiglitz J.E., 1980, On the Impossibility of Informationally Efficient Markets, **American Economic Review**, 70(3):393-408.
Grünert K.G., 2001, Current Issues in the Understanding of Consumer Food Choice, **Trends in Food Science And Technology**, 13:275-285.
Grünert S.C., 1993, Everybody Seems Concerned About the Environment: But Is This Concern Reflected in (Danish) Consumers'Food Choice?, **European Advances in Consumer Research**, 1:428-433.
Gu B., Hitt L.M., Clemons E.K., 2001, Information Access, Search Costs and Consumer Demand, 13th Workshop on Information System and Economics, December 15-16th, New Orleans, LA, USA, 36p.
Hahn R.W., 1989, Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders, **Journal of Economic Perspectives**, 3(2):95-114.
Hanemann W.M., 1994, Valuing the Environment Through Contingent Valuation**, Journal of Economic Perspectives**, 8(4):19-43.
Hansen J.K., Sørensen H.C., 1993, The Importance of Price for the Sale of Ecological Products, MAPP Working Paper n°13, Aarhus School of Business, Denmark, 31p.
Hardin G., 1968, The Tragedy of the Commons, **Science**, 162:1243-1248.
Harris B., with Burress D., Eicher S., 2000, Demands for Local and Organic Produce: A Brief Review of the Litterature, Institute for Public Policy and Business Research, University of Kansas, KS, USA, Report n°254A, 57p.
Hayek F., 1945, The Use of Knowledge in Society, **American Economic Review**, XXXV(4):519-530.
Hayes D.J., Shogren J.F., Shin S.Y., Kliebenstein J.B. 1995, Valuing Food Safety in Experimental Auction Markets, **American Journal of Agricultural Economics**, 77(1):40-53.
Head, 1962, Public Goods and Public Policy, **Public Finance**, XVII(3):197-219.
Herriges J.A., Shogren J.F., 1996, Starting Point Bias in Dichotomous Choice Valuation with Follow-up Questioning, **The Journal of Environmental Economics and Management**, 30:112-131.
Holt C., 1995, Industrial Organization :A Survey of Laboratory Research, In : **Handbook of Experimental Economics**, Kagel J., Roth A.., eds, Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 721p, pp.349-443.
Hurley S.P., 2000, Market Potential for Pork Products with Embedded Environmental Attributes: An Experimental Approach, Dissertation in Economics, Iowa State University, IO, USA, 233p.
IFEN, 1998, **Pratiques environnementales des ménages et modes de vie**, n°41:1-4.
Ippolito P.M., Mathios A.D., 1990, The Regulation of Science-Based Claims in Advertising**, Journal of Consumer Policy**, 13:413-445.
Jacoby J., Speller D.E., Berning C.K., 1974, Brand Choice Behavior as a Function of Information Load : Replication and Extension, **Journal of Consumer Research**, 1:33-42.
Jensen M., Meckling W., 1976, Theory of the Firm, Managerial Behavior, Agency Costs and Ownership Structure, **Journal of Financial Economics**, 3(4):305-360.
Johansson P.O., 1999, Theory of Economic Valuation of Environmental Goods and Services, In: **Handbook of Environmental and Resources Economics**, Van Den Berg J.ed., Edward Elgar, MA, USA, 1300p., pp.747-754.

Johansson L., Haglund Å., Berglund L., Lea P., Risvik J.E., 1999, Preference for Tomatoes, Affected by Sensory Attributes and Information about Growth Conditions, **Food Quality and Preference**, 10:289-298.
Johnston R.J., Wessels C.R., Donath H., Asche F., 2001, Measuring Consumer Preferences for Ecolabeled Seafood : An International Comparison, **Journal of Agricultural and Resource Economics**, 26(1):20-39.
Jolivet P., Aknin A., 2000, Consommation et développement durable: définition d'une problématique. **Economie appliquée**, LIII(3):117-133.
Jones K., Rubin P.H., 1999, Effects of Harmful Environmental Events on Reputations of Firms, Working Paper, Emory University, Atlanta, GA, USA.
Kagel J.H., 1995, Auctions : A Survey of Experimental Research, In **: Handbook of Experimental Economics**, Kagel J.H., Roth A.E., eds., Princeton University Press, NJ, USA, 721p., pp.501-586.
Kahneman D., Knetsch J.L., 1992, Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction**, The Journal of Environmental Economics and Management**, 22:57-70.
Kahneman D., Tversky A., 1979, Prospect Theory: An Analysis of Decisions Under Risk, **Econometrica**, 47:276-287.
Karl H., Orwat C., 1999, Economic Aspects of Environmental Labelling, In : **The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999-2000,** Folmer H, Tietenberg T., eds., Edward Elgar: Cheltenham (UK), pp.107-170.
Kenney R.W., Klein B., 1983, The Economics of Bloc Booking, **Journal of Law and Economic**, 26:497-541.
Keser C., 2000a. Cooperation in public goods experiments, Working paper 2000s-04, Cirano, Montréal, 25p.
Keser C., 2000b, Le financement des biens publics par des contributions volontaires: une évaluation à l'aide de l'économie expérimentale, Working paper n2000s-37, Cirano, Montréal, 15p.
Keser C., Willinger M., 2002, Experiments on Moral Hazard and Incentives: Reciprocity and Surplus Sharing, In : **The Economics of Contracts**, Brousseau E., Glachant J.-M., eds, Cambridge University Press, 2002.
Keser C., Willinger M., 2000, La théorie des contrats dans un contexte expérimental : un survol des expériences sur les relations "principal-agent"", **Revue d'Economie Industrielle**, 92:237-253.
Kiker C.F., Putz F.E., 1996, Ecological Certification of Forest Products: Economic Challenges, **Ecological Economics**, 489:1-14.
Klein B., Leffler K. B., 1981, The Role of Market Forces in Assuring Contractual Performance, **Journal of Political Economy**, 89(4):615-641.
Kotchen M.J., Moore M.R., Messer K.D., 2000, Green Products as Impure Public Goods: Shade Grown Coffee and Tropical Forest Conservation, AAEA Annual Meeting, Tampa, FL, USA, July, 31st-August, 2nd, 2000, 22p.
Kreps D.M., Milgrom P., Roberts J., Wilson R., 1982, Rational Cooperation in the Finitely Repeated Prisoners' Dilemma, **Journal of Economic Theory**, 27:245-252.
Kriström B., 1999, Contingent Valuation, In : **Handbook of Environmental and Resource Economics**, Van Den Bergh J. ed., Edward Elgar, MA, USA, 1300p., pp.777-795.
Krouse C., 1990, **Theory of Industrial Economics**, Basil Blackwell ed., Oxford.
Krutilla J., 1967, Conservation Reconsidered, **American Economic Review**, 56:777-786.
Laffont J.J., Tirole J., 1993, **A Theory of Incentives in Procurement and Regulation**, MIT Press, Cambridge, 705p.
Lancaster K., 1996, Information and Product Differentiation, In: **Trade, Markets and Wefare**, Lancaster K., Elgar E., eds., pp.156-168.
Lancaster, K., 1979, **Variety, Equity and Efficiency**, Columbia University Press, New York.
Lancaster K., 1966, A New Approach to Consumer Theory, **Journal of Political Economy**, 74:132-157.
Landesman C., 1995, Volontary Provision of Public Goods, Thèse de doctorat, Princeton University.
Lange C. 2000, Etude de l'effet des caractéristiques sensorielles des attentes induites par l'information et du prix sur l'acceptabilité et le comportement d'achat du consommateur, Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, 180p.

Lave L.B., Seskin E.P., 1977, **Air Pollution and Human Health**, Baltimore : Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, 368p.
Ledyard J., 1995, Public Goods: A Survey of Experimental Research, In : **Handbook of Experimental Economics**, Kagel J.H., Roth A.E., eds., Princeton University Press, NJ, USA, 721p., pp.111-194.
Leland H., 1979, Quacks, Lemons, and Licensing : A Theory of Minimum Quality Standards**, Journal of Political Economy**, 87:1328-1346.
Levêque F., 1998, **Economie de la réglementation**, Repère, La Découverte, 125p.
Levy-Garboua L., 1976, La nouvelle théorie du consommateur et la formation des choix, **Consommation**, 3:83-99.
Liebenstein H., 1950, Bandwagon, Snob, and Veblen Effects in the Theory of Consumers' Demand, **Quarterly Journal of Economics**, 64:183-207.
List J.A., Shogren J.F., 1999, Price Information and Bidding Behavior in Repeated Second-Price Auctions, **American Journal of Agricultural Economics**, 81:942-949.
Loader R., Hobbs J.E., 1999, Strategic Responses to Food Safety Legislation, **Food Policy**, 24:685-706.
Lockie S., Lyons K., Lawrence G., Mummery K., 2002, Eating "Green": Motivations Behind Organic Food Consumption in Australia, **Sociologia Ruralis**, 42(1):23-40.
Loewenstein G., 1999, Experimental Economics from the Vantage-Point of Behavioural Economics, **The Economic Journal**, 109(453):25-34.
Lohr L., 1999, Consumer Welfare Effects of Ecolabel Proliferation: Too Much of a Good Thing?, Proceedings of 1999 Food and Agricultural Marketing Consortium, Alexandria, VA, January 1999.
Loureiro M.L., McCluskey J.J., Mittelhammer R.C., 2001, Assessing Consumer Preferences for Organic, Eco-Labeled, And Regular Apples, **Journal of Agricultural and Resource Economics**, 26(2):404-416.
Luini L., Mangani A., 2000, Vertical Product Differentiation and Adverse Selection: An Experimental Note, Working Paper n°305, Dipartimento di Economia Politica, Università degli Studi di Siena, Italy.
LUPTON S., 2001, SÉCURITÉ ENVIRONNEMENTALE ET SANITAIRE: LES BIENS CONTROVERSÉS, **ECONOMIE RURALE**, 262:3-18.
Lusk J.L., Fox J.A., 2003, Value Elicitation in Retail and Laboratory Environments, **Economics Letters**, 79(1):27-34.
Lusk J.L., Fox J.A., Schroeder T.C., Mintert J., Koohmaraie M., 2001, In-Store Valuation of Steak Tenderness, **American Journal of Agricultural Economics**, 83(3):539-550.
Lynch M., Miller R., Plott C., Porter R., 1991, Product Quality, Information Efficiency, and Regulations in Experimental Markets, **Research in Experimental Economics**, 4:269-318..
Lynch M., Miller R., Plott C., Porter R., 1986, Product Quality, Consumer Information, and 'Lemons' in Experimental Markets, In : **Empirical Approaches to Consumer Protection Economics,** Ippolito P.M., Scheffman D.T. eds., United States Federal Trade Commission, Bureau of Economics, pp.251-306.
Macho-Stadler I., Pérez-Castrillo J.D., 2001, **An Introduction to the Economics of Information**, Oxford University Press, 2nd ed., 287p.
Masters W., Sanogo D., 2002, Welfare Gains from Quality Certification of Infant Foods: Results from a Market Experiment in Mali, **American Journal of Agricultural Economics**, 84(4): 974-989.
Matoo A., Singh H.V., 1994, Eco-labelling: Policy Considerations, **Kyklos**, 47(1):53-66.
Mattousi M.S., Baranzani A., 1998, Economie environnementale : incitation et évaluation, Working Paper n°W61F, International Academy of Environment, Geneva, 77p.
Mazé A., Aubry C., Papy F., 2000, La certification des exploitations agricoles, **Economie Rurale**, 258:134-139.
McDonald D.N., Huth W.L., 1989, Individual Valuation, Market Valuation, and the Preference Reversal Phenomenon, **Journal of Behavioral Economics**, 18(2):99-114.
McKee M., 1989, Intra-Experimental Income Effects and Risk Aversion, **Economics Letters**, 30:109-115.
Meade E.J., 1952, External Economics and Diseconomies in a Competitive Situation, **Economic Journal**, 62(245):54-67.

Melton B.E., Huffman W.E., Shogren J.F., Fox J.A., 1996, Consumer Preferences for Fresh Food Items with Multiple Quality Attributes: Evidence from an Experimental Auction of Pork Chops, **American Journal of Agricultural Economics**, 78(4): 916-923.
Ménard C., Valceschini E., 1999, The Creation and Enforcement of Collective Trademarks**, Voprosi Economiki**, Mars 1999:74-87.
Menell P., 1996. Educating the Consumer about the Environment: Labels Versus Prices, In: **Law and Economics of the Environment**, Eide E., Van Den Bregh R., eds., Juridisk Forlag, Oslo, pp.175-200.
Milgrom P., Roberts J., 1997, **Économie, organisation et management**, De Boeck ed., PUG, Bruxelles.
Milgrom P., Roberts J., 1987, Informational Asymmetries, Strategic Behavior, and Industrial Organization, **American Economic Review**, 77:184-193.
Miller R., Plott C., 1985, Product Quality Signaling in Experimental Markets, **Econometrica**, 53(4):837-872.
Millock K., Hansen L.G., Wier M., Andersen L.M., 2002, Willingness to Pay for Organic Foods: A Comparison Between Survey Data and Panel Data from Denmark, World Congress of Environmental and Resource Economics, Monterey, CA, USA, June, 24th-27th, 2002, 25p.
Misra S.K., Huang C.L., Ott S.L., 1991, Consumer Willingness to Pay for Pesticide-Free Fresh Produce, **Western Journal of Agricultural Economics**, 16(2):218-227.
Mitchell R.C., Carson R.T., 1992, **Using Survey to Value Public Goods, The Contingent Valuation Method**, Allen S. ed., Resources for the Future, DC, USA, 463p.
Moisander J., 1997, **Complexity and Multidimensionality of Ecologically Responsible Consumer**, The European Science Foundation Research Program, Lancaster University.
Moldovanu B., Tietzel M., 1998, Goethe's Second-Price Auction, **Journal of Political Economy**, 106(4):854-859.
Molho I., 1997, **The Economics of Information: Lying and Cheating in Markets and Organizations**. Oxford: Blackwell Publishers, 262p.
Mollard A., 2001, Qualité et développement territorial : une grille d'analyse théorique à partir de la rente, **Economie Rurale**, 263:16-34.
Moon W., Flokowski W.J., Brückner B., Schonhof I., 2002, Willingness to Pay for Environmental Practices: Implications for Eco-Labeling, **Land Economics**, 78(1):88-102.
Nadaï A., 1998a, Concurrence dans la qualification environnementale des produits, **Revue d'Economie Industrielle**, 83:197-212.
Nadaï A., 1998b, **Nature, fonctionnement et utilisation de l'écolabel de produit**, Thèse de Doctorat en Economie Industrielle de l'Ecole des Mines de Paris, 225p.
Nelson P., 1974, Advertising as Information, **Journal of Political Economy**, 81:729-754.
Nelson P., 1970, Information and Consumer Behavior, **Journal of Political Economy**, 78:311-329.
Noll R.G., 1989, Economic Perspectives on the Politics of Regulation, In: **Handbook of Industrial Organization**, Schlamensee R., Willig R.D. ed., vol 2, Chapter 22, pp.1253-1287.
Noll R.G., Owen B.M., 1983, **The Political Economy of Deregulation - Interests Groups in the Regulatory Process**, American Enterprise Institute for Public Policy Research, Washington DC.
North D., 1993, Institutions and Credible Commitment, **Journal of Institutional and Theoretical Economics**, 149(1):11-23.
North, D., 1990, **Institutions, Institutional Change and Economic Performance, Political Economy of Institutions and Decisions**, Cambridge University Press.
Noussair C., Ruffieux B., 2002, Un enseignement majeur de l'économie expérimentale des marchés: marchés non financiers et marchés financiers s'opposent en matiére d'efficacité, **Revue Economique**, 53(5):1051-1074.
Noussair C., Robin S., Ruffieux B., 2003, Revealing Consumers'Willingness-to-Pay: A Comparison of the BDM Mechanism and the Vickrey Auction, **Journal of Economic Psychology**, June:1-17.
Noussair C., Robin S., Ruffieux B., 2001, Comportement des consommateurs face aux aliments "avec OGM" et "sans OGM": une étude expérimentale, **Economie Rurale**, 266:30-44.
Noussair C., Plott C., Riezman R., 1995, An Experimental Investigation of the Patterns of International Trade, **American Economic Review,** 85(3):462-491.
Olson M., 1978, **Logique de l'action collective**, traduit de l'américain, Collection Sociologies, PUF, 199p.

Olson M., 1966, **The Logic of Collective Action**, Cambridge: Harvard University Press
Ostrom E., 1990, **Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action**, Cambridge University Press, New York.
Palmquist R.B., 1999, Hedonic Models, In : **Handbook of Environmental and Resource Economics**, Van Den Bergh J. ed., Edward Elgar, MA, USA, 1300p., pp.765-776.
Pigou A., 1932, **The Economics of Welfare**, fourth edition, Mac Millan ed., London.
Plott C., Wilde L., 1982, Professional Diagnosis Versus Self-Diagnosis: an Experimental Examination of Some Special Features of Markets with Uncertainty, **Research in Experimental Economics**, 2:63-112.
Portney P.R., 1994, The Contingent Valuation Debate : Why Economists Should Care **? Journal of Economic Perspectives**, 8(4):3-17.
Prouteau L., 1999, **Economie du comportement bénévole: théorie et étude empirique**, Economica ed., 273p.
Rangan, K.V., Karim, S.; Sandberg, S.K., 1996. Do Better At Doing Good, **Harvard Business Review**, May-June, pp.42-54.
Raynaud E., Valceschini E., 2000, Crédibilite d'un signal commun de qualité et structure de gouvernance. à paraître In: **Coopération Industrielle : diversité et synthèse,** Bellon B., Plunket A., Voisin C.,eds., Economica.
Roberts J.A., 1996, Will the Real Socially Responsible Consumer Please Step Forward?, **Business Horizons**, 39(1):79-83.
Rogers, E.M., 1995, **Diffusion of Innovations***,* Free Press, Fourth Edition, New York.
Rogerson W.P., 1983, Reputation and Product Quality, **Bell Journal of Economics**, 14(2):508-516.
Roosen J., Fox J.A., Hennesy D.A., Schreiber A., 1998, Consumers'Valuation of Insecticide Use Restrictions : An Application to Apples, **Journal of Agricultural and Resource Economics**, 23(2):367-384.
Rosen S., 1974, Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition, **Journal of Political Economy**, 82:34-55.
Roth A.E., 1995, Bargaining Experiments, In : **Handbook of Experimental Economics**, Kagel J.H., Roth A.E., eds., Princeton University Press, NJ, USA, 721p., pp.253-348.
Rötheli T. F., 2001, Acquisition of Costly Information: an Experimental Study, **Journal of Economic Behavior and Organisation**, 46:193-208.
Rothschild M., Stiglitz J. E., 1976, Equilibrium in Competitive Insurance Markets: An Essay in the Economics of Imperfect Information, **Quarterly Journal of Economics**, 80:629-649.
Rozan A., Stenger A., Willinger M., 2002, The Effect of Heavy Metal Content on Food Pricing Behaviour : BDM Versus Second Price Auction, World Congress of Environmental and Resource Economists, Monterey, CA, USA, June, 24th, 2002, 25p.
Ruström E.E., 1998, Home-Grown Values and Incentive Compatible Auction Design**, International Journal of Game Theory**, 27:427-441.
Sagoff M., 1988, **The Economy of the Earth, Philosophy, Law and the Environment**, Cambridge Studies in Philosophy and Public Policy, MacLean D. ed., Cambridge University Press, 271p.
Salmon P., 2001, Accumulation et destruction de la confiance : un schéma d'inspiration poppérienne, In: Confiance et Rationalité, Actes du Colloque, Dijon, 5-6 mai 1999, pp. 31-44., Editions Inra.
Salop S.C., Scheffman D., 1983, Raising Rivals'Costs, **American Economic Review**, 73:267-271.
Samuelson P.A., 1954, The Pure Theory of Public Expenditure, **Review of Economic and Statistics**, 36:387-389.
Sandler T., 1998, Global and Regional Public Goods, **Fiscal Studies**, 19(3):221-247.
Sandler T., 1995, **Collective Action: Theory and Applications**, The University of Michigan Press, 237 p.
Saussier S., 1997, Choix contractuels et coûts de transaction : une analyse économique des contrats d'approvisionnement en charbon d'EDF, Université de Paris I, pp. 319.
Scarpa C., 1999, Anti-competitive Effects of Minimum Quality Standards: the Role of Self-Regulation, Round Table on "The Anti-Competitive Impact of Regulation", European University Institute, Fiesole, Italy, 10th-11th, September, 1999.

Schechter M., 2000, Valuing the Environment, In : **Principles of Environmental and Ressource Economics**, New Horizons in Environmental Economics, Folmer H., Gabel H.L., eds., Oates W.E., Folmer H., General eds., Edward Elgar, MA, USA, 784p., pp. 72-103.
Schmidtz D. 1991, **The Limits of Government, An Essay on the Public Goods Argument**, Westview Press.
Schram A., 2001, Auctions and Markets, Summer School "Experimental Method in Economics", CNRS, GATE, June, 15th-20th, 2001, Ecully, France.
Scitovsky T., 1954, Two Concepts of External Economies, **Journal of Political Economy**, 62:143-151.
Seabright P., 2002, Continuously Distributed Preferences Can Cause Discontinuous Choices : An Application to the Impact of Explicit Incentives on Altruism, IDEI, **Les Cahiers du CEERNA**, 18p.
Segerson K., Li N., 1999, Volontary Approaches to Environmental Protection, In : **The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999-2000**, Folmer H., Tietenberg T. eds., Edward Elgar: Adelshot, 326p., pp.273-306.
Sevestre P., 2002, Économétrie des données de panel, Dunod, Paris, 211p.
Shapiro C., 1983, Premiums for High Quality Products as Returns to Reputation, **Quarterly Journal of Economics**, 98:657-679.
Shogren J.F., 2001, Experimental Methods and Valuation, In **: Handbook of Environmental Economics**, Mäler K.G. , Vincent J. eds., Amsterdam, North-Holland, 70p.
Shogren J.F., Margolis M., Koo C., List J.A., 2001, A Random *n*th-Price Auction**, Journal of Economic Behaviour and Organization**, 46:409-421.
Smith V., 1982, Microeconomic Systems as an Experimental Science, **American Economic Review**, 72(5):923-55
Smith A., 1776, **Recherches sur la nature et les causes de la richesse des nations**, traduction française, vol. 2, GF-Flammarion ed., 1991, Paris.
Solomon M.R., 1999, **Consumer Behavior**, Prentice Hall, Upper Saddle River, NY.
Stenger A., 2000, Experimental Valuation of Food Safety Application to Sewage Sludge, **Food Policy**, 25:211-218.
Stigler G.J., 1971, The Theory of Economic Regulation, **Bell Journal of Economic and Management Science**, 2(1):3-21.
Stigler G.J., 1961, The Economics of Information, **Journal of Political Economy**, 69(3):213-225.
Stiglitz J., 2000, **Economics of the Public Sector**, Third Edition, WW Norton & Company, 823p.
Studenmund A.H., 2001, **Using Econometrics : A Practical Guide**, Fourth Edition, Addison Wesley Longman Inc.,639p.
Sundue B., 1993, Are Consumers Actually Buying Environmentally Sensitive Foods?, **Visions**, 4(2):1-6.
Teisl M.F., Roe B., Hicks R.L., 2002, Can Eco-labels Tune a Market? Evidence from Dolphin-Safe Labeling, **Journal of Environmental Economics and Management**, 43:339-359.
Teisl M.F., Roe B., Levy A.S., 1999, Ecocertification: Why It May Not Be a Field of Dreams, **American Journal of Agricultural Economics**, 81(5):1066-1071.
Thiébaut L., 1996, Les fonctions environnementales de l'agriculture périurbaine, **Cahiers Agricultures**, Libbey J. ed., 5(3):171-177.
Thiébaut L., 1995, Environnement, agro-alimentaire et qualité, In: Nicolas F., Valceschini E., eds., **Agro-alimentaire: une économie de la qualité**, INRA - Economica, Paris, pp. 125-135.
Thiébaut L., 1992, **Demandes de biens d'environnement et interventions publiques en agriculture, cas de la France**, Thèse de Doctorat en Economie, Université de Montpellier I, 359p.
Thomas A., 2000, **L'économétrie des variables qualitatives**, Dunod, Paris, 179p.
Thompson G.D., Kidwell J., 1998, Explaining the Choice of Organic Produce : Cosmetic Defects, Prices, And Consumer Preferences, **American Journal of Agricultural Economics**, 80:277-287.
Tirole J., 1993, **Théorie de l'organisation industrielle**, tome 1, Economica.
Toumanoff P.G., 1984, A Positive Analysis of the Theory of Market Failure, **Kyklos**, 37(4):529-41.
Tuomela R.,1992, On The Structural Aspects of Collective Action and Free Riding, **Theory and Decision**, 32:165-202.

Valceschini E., 1999, Les signaux de qualité crédibles sur les marchés agro-alimentaires : certifications officielles et marques, Actes du Colloque SFER "Signes Officiels de Qualité et Développement Agricole", Clermont-Ferrand, 14-15 avril 1999, pp.147-166.
Valceschini E., Gozlan E., Raynaud E., 1999, Quelle stratégie d'information des consommateurs ?, **Risques**, n° 38.
Vergnaud J-C., Willinger M., Ziegelmeyer A., 1999, Mécanisme de contribution volontaire et effet de contexte : théorie et évidence expérimentale, Working Paper n°9907, BETA, Université de Strasbourg, mars 1999.
Vickrey W., 1961, Counterspeculation, Auctions, and Competitive Sealed Tenders, **Journal of Finance**, 16:8-37.
Viner J., 1931, Costs Curves and Supply Curve, **ZfN**.
Wagner S., 1997, **Understanding Green Consumer Behaviour-A Qualitative Cognitive Approach,** Consumer Research and Policy Series, London and New-York:Routledge, 288 p.
Wandel M., Bugge A., 1997, Environmental Concern in Consumer Evaluation of Food Quality, **Food Quality and Preference**, 8(1):19-26.
Wertenbroch K., Skiera B., 2002, Measuring Consumers'Willingness to Pay at the Point of Purchase, **Journal of Marketing Resea**rch, XXXIX :228-241.
Wessels C.R., Johnson R.J., Holger D., 1999, Assessing Consumer Preferences for Ecolabeled Seafood : The Influence of Species, Certifier, and Household Attributes, **American Journal of Agricultural Economics**, 81(5):1084-1089.
West K., 1995, Ecolabels: The Industrialization of Environmental Standards, **The Ecologist**, 25(1):16-21.
Wier M., Andersen L.M., 2001, Studies on Consumer Demand for Organic Foods-A Survey, Working Paper n°1, ASK, Institute of Local Government Studies, Denmark, 15p.
Williamson O.E., 1999, Human Actors and Economic Organization, Working Paper n°247, Dipartimento di Economia Politica, Università degli Studi di Siena, Italy, 48p.
Williamson O.E., 1985, **Les institutions de l'économie**, InterEditions, Paris.
Wiener J. L., Doescher T. A., 1991, A Framework for Promoting Cooperation, **Journal of Marketing**, 55:38-47.
Wiser R., Pickle S., 1997, Green Marketing, Renewables, and Free Riders : Increasing Customer Demand for a Public Good, Report n° DE-AC03-76SF00098, University of California, Berkeley, CA, USA.
Wolf C., 1988, **Markets or Governments: Choosing between Imperfect Alternatives**, MIT Press.
Wolfelsperger A.,1995, **Economie publique**, PUF ed., Paris: 490 p.
Wynne R., 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.
Zadek S., Lingayah S., Forstater M., 1998, Les labels sociaux, des outils au service du commerce éthique, New Economics Foundation, Rapport à la Commission Européenne, 92p.
Zerbe R.O., McCurdy H., 2000, The End of Market Failure, **Regulation**, 23(2):10-14.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION GENERALE **1**

PARTIE I

L'ECOLABELLISATION DES PRODUITS AGRO-ALIMENTAIRES : UN INSTRUMENT DE POLITIQUES D'ENVIRONNEMENT **11**

Chapitre 1 *15*

Echec de la main invisible

A. Economie du bien-être et défaillances du marché 18
B. Les sources de défaillances du marché 20
a. Les marchés non concurrentiels 20
b. Les externalités 21
c. Les biens publics 23
d. L'information asymétrique ou incomplète 27
C. Défaillances du marché ou des pouvoirs publics ? 29
a. Remise en cause des hypothèses sur le réglementeur 29
b. Remise en cause des hypothèses sur les coûts de transaction 31
c. Défaillances du marché ou des pouvoirs publics ? 32
Chapitre 2 *37*
L'écolabellisation : instrument de la troisième génération des instruments de politiques d'environnement
A. Les instruments réglementaires : première génération des instruments de politiques d'environnement 40
a. Les différents types de normes 40
b. Les critères à prendre en compte dans la fixation de la norme 42
c. Limites des instruments de 1ère génération 43
B. Les instruments économiques : deuxième génération des instruments de politiques d'environnement 46
a. Principe des instruments économiques 46
b. Atouts des instruments économiques 47
c. Limites des instruments économiques 48
C. Une troisième génération d'instruments des politiques d'environnement plus hétérogène 50
a. Types d'instruments 50
b. Atouts des instruments de troisième génération 52
c. Limites des instruments de troisième génération 53
Chapitre 3 *59*
L'écolabellisation : principe et faits stylisés
A. Principe et typologie des écolabels 62
a. L'internalisation d'effets externes à travers l'achat de produits écolabellisés 62
b. Les trois types d'éco-étiquetage 63
c. Critères de typologie des éco-étiquettes 66
B. L'analyse de cycle de vie : outil de définition des critères environnementaux des écolabels 69
a. Historique 70
b. Les quatre étapes de l'analyse de cycle de vie 71
c. Limites de l'analyse de cycle de vie 74
C. Les deux phases de l'écolabellisation 75
a. Définition du produit écolabellisé 75
b. La phase de définition des critères 76
c. La phase d'attribution de l'écolabel 78
D. Diversité et importance de l'écolabellisation : données empiriques 79
a. Diversité des types d'éco-étiquetage 80
Gouvernemental 81
b. Importance croissante des programmes d'éco-étiquetage 82
c. Types de produits concernés par l'éco-étiquetage 83
Chapitre 4 *89*

L'écolabellisation : atouts et limites
A. L'écolabellisation : dépassement des limites des autres instruments des politiques d'environnement ? 92
a. La différenciation environnementale : bénéfices pour les firmes 92
b. De la "participation du public" à la participation effective des consommateurs 93
c. La configuration des instruments pour l'amélioration de l'environnement 94
B. Limites de l'écolabellisation 95
a. Prolifération potentielle d'écolabels trompeurs 95
b. Endogénéisation des coûts de mise en conformité avec les critères de l'écolabel 97
c. Efficacité environnementale de l'écolabellisation 101
C. L'écolabellisation : un instrument qui repose sur la consommation 104
a. Elasticité environnementale de la demande et classification des biens 106
b. Le modèle 107
c. Implications en termes de politiques d'écolabellisation 112
Chapitre 5 *115*
L'écolabellisation des produits agro-alimentaires
A. Impacts environnementaux du secteur agro-alimentaire 118
a. Contribution de la phase agricole à la dégradation de l'environnement 119
b. Contribution de la phase de transformation à la dégradation de l'environnement 121
c. Contribution de la phase de consommation à la dégradation de l'environnement 123
B. Spécificités et état des lieux de l'écolabellisation agro-alimentaire 125
a. Les spécificités de l'écolabellisation agro-alimentaire 125
b. Les écolabels existants en agro-alimentaire 127
Organisme promoteur 129
c. L'éco-étiquetage agro-alimentaire en France 130
C. Mise en perspective et discussion de l'exclusion des produits agro-alimentaires du dispositif d'écolabellisation 133
a. Exposé des raisons de l'exclusion des produits agro-alimentaires 134
b. Les raisons qui ont justifié la création des labels écologiques existent-elles aujourd'hui dans le champ agro-alimentaire ? 136
c. Les raisons qui ont justifié l'exclusion des produits agro-alimentaires sont-elles toujours valides? 138

PARTIE II **143**
CARACTERISATION ECONOMIQUE DE L'ECOLABEL
Chapitre 1 *147*
Coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits
A. L'écolabel : un contrat implicite entre vendeur et acheteur 150
a. Le caractère implicite du contrat 150
b. Caractéristiques du contrat 152
c. Caractéristiques des contractants 153
B. Classification des biens en termes de coûts de mesure de la qualité 155
a. Contributions originales à la classification des biens 156
b. Le modèle de Darby et Karni (1973) 157
c. Extension de la définition des biens selon les coûts de mesure 160
C. Coûts de mesure des caractéristiques environnementales des produits 162

a. L'analyse par les coûts de mesure 163
b. Coûts de définition ou de qualification de la qualité environnementale 165
c. Coûts de vérification de la qualité environnementale 168
d. Coût de signalement de la qualité environnementale 169
Chapitre 2 *175*
Fonctionnement du marché en présence de coûts d'information sur les attributs environnementaux des écoproduits
A. Combinaison des problèmes de vérification et de signalement des caractéristiques environnementales des biens 178
a. La réputation environnementale basée sur les efforts du producteur ou d'autres agents 179
b. La production de la qualité environnementale 180
c. La consommation de la qualité environnementale 181
B. Manipulations de l'information sur la qualité environnementale 183
a. Les deux types de problèmes 183
Risques de confusion du consommateur sur le contenu de l'allégation environnementale 183
L'asymétrie informationnelle 185
b. Les différents équilibres et les choix de stratégies des firmes 188
Les hypothèses 188
Les équilibres dans les différentes situations 190
C. Mécanismes susceptibles d'atténuer l'incertitude sur la qualité des biens 192
a. Coûts de définition 193
b. Coûts de vérification 196
Attributs de recherche 196
Attributs de croyance 200
c. Coûts de signalement 204
Chapitre 3 *209*
Coûts d'information sur la qualité et efficacité de marché : une analyse expérimentale
A. Revue de littérature expérimentale sur les asymetries d'information 212
B. Cadre expérimental, traitements et modèles 215
a. Création d'un marché expérimental 215
b. Cadre expérimental 216
c. Traitements 219
d. Modèles testés 220
Modèle d'information parfaite 220
Modèle de sélection adverse 221
Modèle de Grossman et Stiglitz pour la demande d'information. 221
C. Résultats et implications 221
a. Type des unités et efficacité du marché 222
Analyse descriptive du nombre d'unités de qualité supérieure échangées et de l'efficacité du marché 222
Analyse économétrique de l'offre de qualité supérieure 223
Analyse économétrique de l'efficacité du marché 226
b. Demande d'information 227
Analyse économétrique de la demande d'information 227
Chapitre 4 *231*
L'achat de produits écolabellisées : contribution à un bien public ?
A. L'écoproduit : une innovation environnementale 234
B. Inefficacité du marché en présence de biens a caractère public 239
a. L'achat d'écoproduits à la lumière de la théorie de l'action collective 239

b. Les deux types de problèmes 241
Problème d'assurance 241
Problème du passager clandestin 243
Comparaison des deux problèmes 243
c. Coûts individuels et bénéfices collectifs 244
C. Mécanismes susceptibles de rétablir l'efficacité de la fourniture de biens d'environnement par l'achat d'écoproduit 245
a. Intervention des pouvoirs publics 246
b. Sans intervention des pouvoirs publics 247
Réduction du caractère collectif du bien 247
Répétition de l'interaction 248
Contrats d'assurance 249
Remise en cause de l'hypothèse de rationalité 249
D. Croisement obstacles informationnels et problèmes des biens publics 251

PARTIE III **259**
DETERMINATION ET CARACTERISATION DES CONSENTEMENTS A PAYER POUR DES ECOPRODUITS ALIMENTAIRES
Chapitre 1 *263*
L'évaluation des biens par l'économie expérimentale
A. Une vue d'ensemble des méthodes d'évaluation des biens 266
a. Les méthodes d'évaluation des biens privés et publics 266
b. Donner un prix à l'environnement 267
c. Les valeurs de l'environnement 268
B. Les méthodes d'évaluation des biens d'environnement 268
a. Préférences révélées et préférences déclarées 269
b. Les préférences révélées 269
Méthode des fonctions de dommage 270
La méthode des prix hédoniques 271
La méthode des coûts de transport 272
c. Les préférences exprimées 274
La méthode d'évaluation contingente 274
L'analyse conjointe 277
C. Les méthodes expérimentales d'évaluation des biens 278
a. L'enchère de Vickrey 279
b. La procédure BDM 280
Principe de la procédure : évaluation de la valeur d'une loterie 280
Application à l'évaluation de biens 282
Caractéristiques de la procédure BDM 284
c. Enchères de Vickrey et procédure BDM : caractéristiques communes et divergences 284
Incitations financières 284
Tirage au sort du traitement objet du paiement 285
Divergences entre les deux procédures 286
d. Revue des expériences d'évaluation de biens 287
Chapitre 2 *291*
Protocole expérimental de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires
A. Objectif de l'étude 294

B. Produits utilisés dans l'expérience 295
C. Méthodes de mesure et de caractérisation des consentements a payer 297
a. Deux méthodes de mesure des consentements à payer 297
b. Construction de l'information fournie dans l'expérience 299
D. Déroulement de l'expérience et procédure 301
a. Sélection des participants 301
b. Déroulement 302
c. Revue de la littérature sur le consentement à payer pour des écoproduits 304
Chapitre 3 *313*
Résultats de l'expérience de mesure et de caractérisation du consentement à payer pour des écoproduits agro-alimentaires
A. Caractéristiques de l'échantillon 316
a. Résultats du recrutement des participants 316
b. Structure des sessions expérimentales 317
c. Caractéristiques et tests de différences des groupes I et II 318
B. Analyse statistique des distributions de prix et de surprix 319
a. Analyse des prix des produits 320
Distribution de prix 320
Classement des prix des produits 322
b. Analyse des surprix de B et C par rapport à A 325
C. Déterminants des prix et effet de l'information : analyse économétrique 327
a. Spécification du modèle 327
b. Analyse économétrique des prix par la méthode 1 329
Régression sur l'ensemble des produits 330
Régression par produit 333
Le problème des prix très faibles 337
c. Analyse économétrique des prix par la méthode 2 339
D. Déterminants des surprix : analyse économétrique 344
a. Analyse des surprix par la méthode 1 344
b. Analyse des surprix par la méthode 2 345

CONCLUSION GENERALE **355**

BIBLIOGRAPHIE **363**

TABLE DES MATIERES **379**

ANNEXES **385**

Annexe 1

NF ENVIRONNEMENT, CATEGORIES DE PRODUITS ET EXEMPLE DE CRITERES

(www.afnor.fr)

Les catégories de produits actuellement existantes sont les suivantes :

Composteurs individuels de jardin
Peintures, vernis et produits connexes
Sacs-Poubelles : sacs pour la collecte et la pré-collecte de déchets
Auxiliaires mécaniques de lavage
Aspirateurs traîneaux
Mobilier de bureau/ mobilier d'éducation
Filtres a café
Sacs sortie de caisse
Profiles de décoration et d'aménagement a l'usage des consommateurs
Enveloppes et pochettes postales
Produits de signalisation horizontale
Cartouches d'impression laser
Absorbants tous liquides utilisables sur sols

Ci-dessous un exemple de critères de la marque NF Environnement pour la catégorie "filtres à café" :

CRITERES ECOLOGIQUES
Critère n°1 : emploi de fibres recyclées dans l'emballage
La masse fibreuse de l'emballage doit être constituée d'au moins 80 % de fibres recyclées.

Critère n° 2 : limitation de la masse d'emballage
- conditionnements en boîtes de 40 filtres : masse de l'emballage inférieure ou égale à 24g. +/- 0,5.
- conditionnements en boîtes de 80 filtres ou plus : masse de l'emballage inférieure ou égale à 36g. +/- 0,8.

Critère n°3 : nature des fibres employées pour les filtres
Les fibres employées doivent être naturelles et non blanchies.

Critère n°4 : sachet de détartrant
Lorsqu'un sachet de détartrant est vendu avec les filtres à café, le produit ne doit pas être classifié "Xi Irritant".

CRITERES D'APTITUDE A L'EMPLOI
Critère n°5 : Absence de fluorescence à 360 nm

Critère n°6 : Résistance à la rupture en traction

Critère n°7 : Résistance à la charge

INFORMATIONS CONSOMMATEURS
Critère n°8 : Informations consommateurs

L'EMBALLAGE DU PRODUIT DOIT COMPORTER LES INDICATIONS DE LA POSSIBILITE DE COMPOSTER LE FILTRE APRES USAGE, DE LA POSSIBILITE DE DETARTRER LA CAFETIERE AVEC DU VINAIGRE (INDICATION FACULTATIVE).

Annexe 2

INSTRUCTIONS EXPERIENCE DE MARCHE (Coût de l'information 100 points)

Introduction

Vous allez participer à une expérience concernant les décisions individuelles. Les instructions sont simples et si vous les suivez avec attention et faites de bons choix, vous gagnerez de l'argent qui vous sera versé en espèces à la fin de l'expérience.

VOUS NE DEVEZ PAS COMMUNIQUER ENTRE VOUS

VOUS ALLEZ PARTICIPEZ A UN MARCHE DANS LEQUEL VOUS SEREZ UN PARTICIPANT DANS UNE SERIE DE **32 PERIODES D'ECHANGE**. ON VOUS DISTRIBUERA 2 FEUILLES INTITULEES "FEUILLE D'INFORMATIONS" ET "FEUILLE D'ENREGISTREMENT". VOUS NE DEVEZ REVELER CES INFORMATIONS A PERSONNE. C'EST VOTRE INFORMATION PRIVEE. TOUS LES ECHANGES ET TOUS LES GAINS DANS CETTE EXPERIENCE SERONT CALCULES EN POINTS OU EN UME (UNITES DE MONNAIE EXPERIMENTALE). VOTRE FEUILLE D'INFORMATION INDIQUERA COMBIEN D'EUROS VAUT UN POINT ET COMBIEN DE POINTS VAUT UN EURO. NE REVELEZ CES NOMBRES A PERSONNE. A LA FIN DE L'EXPERIENCE, VOS POINTS SERONT CONVERTIS EN EUROS, ET VOUS SEREZ PAYES EN EUROS. REMARQUEZ QUE PLUS VOUS GAGNEZ DE POINTS, PLUS VOUS GAGNEZ D'EUROS.

AU COURS DE CHAQUE PERIODE D'ECHANGE, VOUS SEREZ LIBRES DE VENDRE OU D'ACHETER DES UNITES S. AU DEBUT DE L'EXPERIENCE, VOUS APPRENDREZ SI VOUS ETES UN VENDEUR OU UN ACHETEUR. VOUS GARDEREZ CE ROLE TOUT AU LONG DE L'EXPERIENCE. DANS CETTE EXPERIENCE, IL Y A **5 VENDEURS** ET **6 ACHETEURS**.

Acheteurs

A chaque période d'échange, les acheteurs sont libres d'acheter auprès de n'importe quel(s) vendeur(s) jusqu'à **3 unités maximum**.

Le nombre de points que rapporte chaque unité achetée est appelé « **valeur de reprise** ». Elle dépend du type de l'unité. Il y a 2 types d'unités (**I=Inférieur** et **S=Supérieur**) et la valeur pour l'acheteur d'une unité S est supérieure à la valeur d'une unité I.

Au moment où les acheteurs achètent une unité, ils n'en connaissent pas le type mais uniquement le prix. A chaque période d'échange, avant l'achat, les acheteurs ont la possibilité d'obtenir de l'information sur le type des unités S qui sont offertes par chacun des vendeurs. Cette information a un coût de **100 points**.

La session se compose de 4 parties :

Partie 1 : les périodes 1 à 4

Les acheteurs connaîtront le type des unités S achetées à la fin de chaque période d'échange donc après chaque achat.

Partie 2 : les périodes 5 à 8

Les acheteurs ne connaîtront le type des unités S achetées dans chacune des périodes et donc leurs gains qu'après ces 4 périodes.

Partie 3 : les périodes 9 à 16

Les acheteurs ne connaîtront le type des unités S achetées dans chacune des périodes et donc leurs gains qu'après ces 8 périodes.

Partie 4 : les périodes 17 à 32

Les acheteurs ne connaîtront le type des unités S achetées dans chacune des périodes et donc leurs gains qu'après ces 16 périodes.

Les acheteurs indiqueront soigneusement et suivront, période après période, les décisions qu'ils ont prises sur leur « Feuille d'Enregistrement ».

Les acheteurs ont aussi la possibilité de n'acheter aucune unité dans une période d'échange. Ils recevront alors un **gain alternatif de non achat** comme indiqué sur leur Feuille d'Enregistrement.

La valeur de reprise des unités S achetées est la valeur que vous pourrez retirer de ceunités S**. Votre Feuille d'Information personnelle inclut 2 valeurs de reprise pour les types I ou S. Ces valeurs décroissent avec le nombre d'unités achetées par période**. Si vous avez déjà acheté une unité de type S et que dans la même période, vous achetez une 2ème unité de type S, cette 2ème unité aura une valeur de reprise moindre.

PAR EXEMPLE, SUPPOSONS QUE VOS VALEURS DE REPRISE SOIENT :

	TYPE S	TYPE I
1ERE UNITE DE CE TYPE ACHETEE DANS LA PERIODE	4000	1500
2EME UNITE DE CE TYPE ACHETEE DANS LA PERIODE	3000	1000
3EME UNITE DE CE TYPE ACHETEE DANS LA PERIODE	2000	500

SI LES 3 UNITES ACHETEES DANS LA PERIODE SONT COMME SUIT :
LA 1ERE UNITE ACHETEE DANS LA PÉRIODEE EST DE TYPE I,
LA 2EME UNITE ACHETEE DANS LA PÉRIODEE EST DE TYPE S ET
LA 3EME UNITE ACHETEE DANS LA PÉRIODEE EST DE TYPE I….

ALORS, LA 1ERE UNITE ACHETEE RAPPORTERA 1500 (C'EST LA 1ERE UNITE I ACHETEE), LA 2EME UNITE ACHETEE RAPPORTERA 4000 (C'EST LA 1ERE UNITE S ACHETEE) ET LA 3EME UNITE ACHETEE RAPPORTERA 1000 (C'EST LA 2EME UNITE I ACHETEE).
LA VALEUR DE REPRISE TOTALE SERA ALORS : 1500+4000+1000=6500 POINTS POUR CETTE PERIODE.

Vos gains sont calculés en faisant la différence entre d'une part, la ou les valeurs de reprise et d'autre part, le prix payé pour l'unité et le coût d'information.
[Vos gains = (valeur(s) de reprise des unités S achetées) – (prix d'achat) – (coût d'information)]

Supposons que vous achetiez une unité de type I au prix de 1000 et que vous achetiez aussi une unité de type S au prix de 1200. Vous avez également acheté de l'information sur l'unité S à 400 points. Vos gains sont alors :

Pour l'unité de type I :	1500 – 1000	= 500
Pour l'unité de type S :	4000 – 1200 – 400	= 2400
	TOTAL:	**2900**

*En plus de ces gains, vous recevrez automatiquement sans conditions un **gain additionnel à chaque période** et un **gain initial en début d'expérience**. Ces chiffres sont indiqués sur votre Feuille d'Enregistrement.*
A chaque période et pour chaque unité achetée, les acheteurs remplissent soigneusement leur Feuille d'Enregistrement indiquant le numéro du vendeur, le prix d'achat ainsi que le type connu après chaque période (partie 1), après 4 périodes (partie 2), après 8 périodes d'échange (partie 3) ou après 16 périodes d'échange (partie 4).
L'expérimentateur vous aidera à remplir votre Feuille d'Enregistrement pendant les premières périodes.

Vendeurs
A chaque période d'échange, les vendeurs peuvent vendre à n'importe quel acheteur **un maximum de 2 unités** du même type I ou S.
Votre Feuille d'Information indiquera le coût de production d'une unité de type I et le coût de production d'une unité de type S.
Le coût de production d'une unité de type S est supérieur au coût de production d'une unité de type I.
Si vous ne vendez aucune unité à une période d'échange donnée, vous ne subissez pas le coût de production des unités S non vendues. Vos profits sont simplement zéro.
Les profits ou pertes à chaque achat sont calculés en faisant la différence entre le prix auquel vous avez vendu votre unité et son coût de production :

[vos gains = (prix de vente de l'unité) – (coût de production de l'unité)]

Supposez par exemple que le coût de production d'une unité de type S soit 1000 et que vous proposiez à la vente 2 unités de type S au prix unitaire de 1600. On vous achète une unité, vos gains sont alors :

Pour l'unité vendue :	1600 – 1000 =	600	
Pour l'unité non vendue :	0	=	0
	TOTAL:		**600**

Les profits totaux par période d'échange sont calculés en ajoutant les profits ou pertes dues aux ventes réalisées à chaque période. Les vendeurs pourront suivre à l'écran leurs profits par période et leur profit cumulé. Ils rempliront période après période leur Feuille d'Enregistrement.
L'expérimentateur vous aidera à remplir votre Feuille d'Enregistrement pendant les premières périodes.

Procédure d'échange
Au début de chaque période, les vendeurs font une offre pour la période en cours : ils proposent 1 ou 2 unités dont ils choisissent le type (I ou S) et le prix.
Le tableau des différentes offres (prix et nombre d'unités) est transmis aux acheteurs. LES ACHETEURS SONT ENSUITE SELECTIONNES **DE MANIERE ALEATOIRE** POUR REALISER LEURS ACHATS.
Chaque acheteur choisit d'acheter ou non de l'information. Ensuite, chaque acheteur accepte ou non d'acheter des unités S (jusqu'à 3). Il remplit soigneusement sa Feuille d'Enregistrement.
Lorsque tous les acheteurs ont eu la possibilité d'acheter ou que toutes les unités S sont vendues, une nouvelle période d'échange a lieu. Pendant la partie 1, les types des unités S sont révélés après chaque période. Dans la partie 2, les types des unités S achetées ne sont révélées aux acheteurs qu'après 4 périodes. Dans la partie 3, les types des unités S achetées ne sont révélées aux acheteurs qu'après 8 périodes. Dans la partie 4, les types des unités S achetées ne sont révélées aux acheteurs qu'après 16 périodes.

Résumé
- Gains des acheteurs = Valeur de reprise de l'unité – Prix d'achat de l'unité – coût de l'information.
- Gain des vendeurs par unité = Prix de vente de l'unité – Coût de production de l'unité
- Les vendeurs font une offre à chaque période, en choisissant un prix, une quantité et un type (I ou S).
- Les acheteurs reçoivent le tableau des offres (prix et nombre d'unités proposées) et choisissent ou non d'acheter de l'information et d'acheter ou non des unités S aux prix offerts.
- Les acheteurs peuvent choisir de ne pas acheter et recevoir un gain de « non achat » pour cette période.

Y A-T-IL DES QUESTIONS ?

Annexe 3

LETTRE ADRESSEE AUX PARTICIPANTS.

UNITE MIXTE DE RECHERCHE INRA-ENESAD
EN ECONOMIE ET SOCIOLOGIE RURALES

Dijon, le …….. 2002,

Madame, Monsieur,

L'INRA (Institut National de Recherche Agronomique) et l'ENESAD (Etablissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique) mènent une étude concernant la consommation de produits alimentaires. Votre foyer a été sélectionné aléatoirement pour participer à cette étude et votre collaboration nous sera d'une grande aide.

Dans les 2 prochaines semaines, nous vous contacterons par téléphone afin de vous inviter à participer à une expérience qui se déroulera à l'ENESAD (Campus Universitaire, Dijon) dans la deuxième partie du mois d'octobre, selon vos disponibilités. Elle durera à peu près 1 heure et ne comportera aucun risque. Vous serez rémunéré(e) une somme de 25 € (environ 164 F). L'expérience aura lieu à la Salle de Réunion de l'U.M.R. INRA-ENESAD dans le bâtiment des Longelles, Rez-de-Jardin. Nous joignons à ce courrier un plan qui vous indiquera comment vous rendre sur les lieux.

Jusqu'à présent, les personnes ayant déjà participé à ce type d'étude ont été satisfaites et ont trouvé l'expérience intéressante et instructive.

Si vous avez des questions concernant cette étude, nous serons heureux d'y répondre. N'hésitez pas à contacter :
Melle Douadia BOUGHERARA
Tél : 03 80 77 28 18
E-mail : d.bougherara@enesad.inra.fr

Nous vous remercions de votre attention et souhaitons vivement vous rencontrer bientôt.

Je vous prie d'agréer, Madame, Monsieur, mes sincères salutations.

Douadia BOUGHERARA

Annexe 4

GUIDE D'ENTRETIEN TELEPHONIQUE.

NOM : … …… NUMERO DE TELEPHONE :……

Monsieur ou Madame,

Melle … de l'INRA de Dijon. Je vous appelle suite à un courrier que je vous avais envoyé, l'avez-vous reçu ?

SI NON, DIRE :

L'INRA (Institut National de Recherche Agronomique) et l'ENESAD (Etablissement National d'Enseignement Supérieur Agronomique) mènent une étude concernant la consommation de produits alimentaires. Votre foyer a été sélectionné aléatoirement pour participer à cette étude et votre collaboration nous sera d'une grande aide.
Nous vous invitons à participer à une expérience qui se déroulera à l'ENESAD (Campus Universitaire, Dijon) dans la deuxième partie du mois d'octobre, selon vos disponibilités. Elle durera à peu près 1 heure et ne comportera aucun risque. Elle est à finalité scientifique et n'est commanditée par aucune entreprise privée. Vous serez rémunéré(e) une somme de 25 € (environ 164 F).
Jusqu'à présent, les personnes ayant déjà participé à ce type d'étude ont été satisfaites et ont trouvé l'expérience intéressante et instructive.

SI OUI, DIRE :

Est-ce que cela vous intéresserait vous ou une autre personne de votre foyer ?

SI NON, DIRE : Bien je vous remercie, au revoir.

SI CELA INTERESSE UNE AUTRE PERSONNE, DEMANDER A QUEL MOMENT RAPPELER ET PRENDRE LE NOM DE LA PERSONNE :
……
……

SI OUI, VERIFIER QUE LA PERSONNE INTERESSEE EST MAJEURE ET DIRE : Auriez-vous quelques minutes à m'accorder car j'aurais quelques questions à vous poser concernant vos habitudes alimentaires.

SI NON, DIRE : Préférez-vous que je vous rappelle à un autre moment ? **LAISSER LE CONSOMMATEUR DECIDER D'UNE HEURE A SA CONVENANCE ET DIRE :** Bien, je vous rappellerai donc le …… à ……heure, merci et au revoir.

SI OUI, DEMANDER :

1) Faites-vous les achats de produits alimentaires :
❑ Souvent ❑ Parfois ❑ Jamais

SI 'JAMAIS', DIRE : Je suis désolée mais vous ne correspondez pas au profil de consommateurs que nous recherchons. Je vous remercie et vous prie de m'excuser pour le dérangement.

2) Pour chacune des boissons suivantes, je vais vous demander si vous en consommez souvent, parfois ou jamais :

Café ou café au lait	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Thé	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Lait	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Chocolat	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Eau en bouteille	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Soda	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Jus d'orange	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Bière	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Apéritif, Digestif	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais
Vin	❑ Souvent	❑ Parfois	❑ Jamais

SI 'JAMAIS' POUR LE JUS D'ORANGE, DIRE : Je suis désolée mais vous ne correspondez pas au profil de consommateurs que nous recherchons. Je vous remercie et vous prie de m'excuser pour le dérangement.

3) Quelles sont vos disponibilités ?
NOTER LES DIFFERENTS HORAIRES ET JOURS DE DISPONIBILITE.
……
……
……

Nous allons à présent convenir d'un rendez-vous.
PROPOSER LES DATES SUIVANTES UNE A UNE JUSQU'A CE QUE LA PERSONNE ACCEPTE :

Session	Date	Horaire	Rendez-vous
1	Lundi 21 octobre	18h30	
2	Mardi 22 octobre	18h30	
3	Mercredi 23 octobre	18h30	
4	Vendredi 25 octobre	18h30	
5	Lundi 28 octobre	18h30	
6	Mardi 29 octobre	18h30	
7	Mercredi 30 octobre	18h30	
8	Jeudi 31 octobre	18h30	

Nous vous confirmerons la date par courrier.

Puis je vous demander votre prénom ?
NOTEZ LE PRENOM : ……

Y a-t-il un numéro où je pourrai vous joindre (portable, numéro au travail,…) ?
NOTER LE NUMERO : …….

Bien, je vous remercie, donc le ……..…..à …….heure, à bientôt.

REPONSE A D'EVENTUELLES QUESTIONS
Pourquoi cette étude ? Comprendre les motivations des consommateurs dans leurs choix alimentaires.
Est-elle commanditée par un industriel ? Absolument pas, elle est à finalité scientifique et n'est commanditée par aucune entreprise privée.
Allons-nous travailler avec des produits en développement ? Ce sont des produits du marché.
En quoi cela consiste ? Vous viendrez pour évaluer des produits dont vous nous donnerez votre appréciation.

Annexe 5

LETTRE ADRESSEE AUX PARTICIPANTS.

UNITE MIXTE DE RECHERCHE INRA-ENESAD
EN ECONOMIE ET SOCIOLOGIE RURALES

Le … octobre 2002,

Madame, Monsieur,

Je vous confirme votre participation à l'étude sur les motivations d'achat de produits alimentaires. Vous êtes invité(e) à la séance qui se déroulera le :

… octobre 2002 à …h…

L'étude commencera **impérativement** à 18h30 (tout retardataire ne pourra être admis).

Je souhaite par ailleurs vous donner quelques précisions. A votre arrivée, vous recevrez un forfait de 25€ en espèces. Ce forfait est destiné à couvrir vos frais de déplacement et à rémunérer votre participation à l'étude. Ces 25€ vous serons remis au début de la séance. En contrepartie, vous vous engagerez à bien respecter les consignes qui vous seront données.

L'objet de l'étude est de déterminer quelle est la valeur *pour vous* d'un certain nombre de produits. Les produits à évaluer seront des produits que vous avez déclaré consommer lors de notre entretien téléphonique. Attention, nous ne vous demanderons pas d'estimer ce que valent ces produits dans le commerce. Nous vous demanderons de nous dire ce qu'ils valent pour vous.
Concrètement, vous devrez nous indiquer le prix jusqu'auquel vous pensez qu'il est intéressant d'acheter ces produits et au delà duquel vous trouvez qu'ils deviennent trop chers.

Pour évaluer précisément ce prix, nous vous demanderons de participer à une vente dans laquelle nous vous donnerons une chance de pouvoir **acheter un lot de produits à un prix intéressant, puisque vous fixerez vous-même ce prix. Après avoir examiné les produits, vous ferez une offre de prix et ensuite un tirage au sort déterminera si vous pouvez acheter ou non.**

Nous vous présenterons un lot de produits sans indiquer de prix et nous vous demanderons d'évaluer sa valeur pour vous. Vous nous indiquerez la somme maximale que vous êtes prêts à payer pour ce lot de produits. Ensuite, vous tirerez au sort un prix dans une urne. Cette urne contient des prix qui reflètent l'ensemble des prix de ce type de produit en magasin (si vous le souhaitez, vous pourrez observer le contenu de l'urne à la fin de l'étude).

*Si le prix tiré est inférieur ou égal à la somme que vous avez déclarée, vous **devrez acheter** le lot de produits au prix tiré au sort. Vous serez donc gagnants car vous achèterez un produit moins cher que ce que vous étiez prêts à payer. **Vous repartirez alors avec le lot de produits que vous aurez acheté et payé au prix tiré au sort,** même s'il est très inférieur au prix que vous avez indiqué.*

Si le prix tiré au sort est supérieur à la somme que vous avez déclarée, **la vente ne se fera pas**. Vous avez donc la **garantie de ne jamais devoir acheter un lot de produits à un prix supérieur à la somme que vous aurez vous-même fixée.** Si les produits ne vous plaisent pas du tout, vous indiquerez simplement un prix très faible.

L'étude est **à finalité scientifique** et n'est commanditée par aucune entreprise privée. Les personnes ayant déjà participé à ce type d'étude ont été satisfaites et ont trouvé l'étude intéressante et instructive. Nous restons bien sûr à votre disposition, n'hésitez pas à contacter :….

Annexe 6

INSTRUCTIONS FOURNIES AUX PARTICIPANTS.

INSTRUCTIONS
Vous allez participer à une expérience sur l'évaluation de produits alimentaires. **NOUS VOUS DEMANDONS IMPERATIVEMENT DE NE PAS COMMUNIQUER ENTRE VOUS**. Pour toute question, veuillez faire signe à l'expérimentateur qui vous répondra de manière individuelle.

L'étude est anonyme. Vous avez reçu chacun un numéro d'identification qui vous désignera pendant la durée de l'expérience. Il se trouve sur votre table. Vous trouvez à votre disposition un stylo et une table de conversion des francs en euros. Trois bouteilles de jus d'orange sont disposées devant vous et désignées A, B et C.

L'objet de l'étude est de déterminer quelle est la valeur *pour vous* de plusieurs types de jus d'orange. Attention, nous ne vous demandons pas d'estimer ce que valent ces produits dans le commerce. Nous vous demandons de nous dire ce qu'ils valent pour vous.
Concrètement, vous devrez nous indiquer le prix jusqu'auquel vous pensez qu'il est intéressant d'acheter ces produits et au delà duquel vous trouvez qu'ils deviennent trop chers.

Pour évaluer précisément ce prix, nous vous demandons de participer à une vente dans laquelle nous vous donnons une chance de pouvoir **acheter réellement un lot de 4 bouteilles de jus d'orange à un prix intéressant, puisque vous fixerez vous-même ce prix. Après avoir examiné les produits, vous ferez une offre de prix et ensuite un tirage au sort déterminera si vous pouvez acheter ou non.**

Nous vous présentons trois bouteilles de jus d'orange A, B et C sans indiquer de prix. Le produit étiqueté *« Issu de l'agriculture biologique »* et le produit étiqueté *« Les techniques agricoles utilisées contribuent à la préservation de l'environnement »* sont contrôlés par un organisme indépendant agrée par l'Etat. Nous vous demandons d'évaluer leurs valeurs pour vous. Vous nous indiquerez la somme maximale que vous êtes prêts à payer **pour une bouteille** de chacun des jus d'orange A, B et C. Cette somme sera ensuite multipliée par 4 si vous achetez le lot de produit. Ensuite, vous tirerez au sort, dans une urne, le lot de produits (A, B ou C) que vous pourrez peut-être acheter à un prix intéressant.
Puis, vous tirerez au sort un prix dans une urne. Cette urne contient des prix qui reflètent l'ensemble des prix des jus d'orange en magasin (si vous le souhaitez, vous pourrez observer le contenu de l'urne à la fin de l'étude).

*Si le prix tiré est inférieur ou égal à la somme que vous avez déclarée, vous **devrez acheter** le lot de produits au prix tiré au sort. Vous serez donc gagnants car vous achèterez un produit moins cher que ce que vous étiez prêts à payer. **Vous repartirez alors avec le lot de produits que vous aurez acheté et payé au prix tiré au sort,** même s'il est très inférieur au prix que vous avez indiqué.*

Si le prix tiré au sort est supérieur à la somme que vous avez déclarée, **la vente ne se fera pas**. Vous avez donc la **garantie de ne jamais devoir acheter un lot de produits à un prix supérieur à la somme que vous aurez vous-même fixée.** Si les produits ne vous plaisent pas du tout, vous indiquerez simplement un prix très faible.

Prenons un exemple : La famille Dalton participe à une expérience. Le produit à évaluer est un paquet de café. Voici leurs estimations, les sommes qu'ils ont déclarées, les prix qu'ils ont tirés et les résultats

	JO	**JACK**	**WILLIAM**	**AVERELL**
Estimation	3.10€	0.75€	2.25€	1.52€
Somme déclarée	0.50€	2.25€	2.25€	1.52€
Prix tiré	0.75€	2€	3.10€	0.90€

Résultat	PAS D'ACHAT	ACHAT à un prix trop élevé	PAS D'ACHAT	ACHAT à un prix intéressant
	☹	☹	☺	☺

La meilleure stratégie pour vous est de déclarer votre réelle estimation du produit.

Annexe 7

QUESTIONNAIRE SOUMIS AUX PARTICIPANTS.

DATE :	NUMERO D'IDENTIFICATION :

1.VOS ACHATS DE PRODUITS ALIMENTAIRES

11.OU FAITES-VOUS VOS ACHATS DE PRODUITS ALIMENTAIRES (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

112. GRANDE SURFACE 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
(HYPER, SUPERMARCHE)
113. SUPERETTE 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
114. HARD DISCOUNT 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
(LEADER PRICE, ALDI, ED, …)
115. MAGASIN SPECIALISE 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
116. MARCHE 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
117. AUTRE : 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑
(PRECISER :……..……)

12.SUR UNE ECHELLE DE 1 (PEU IMPORTANT) A 4 (TRES IMPORTANT), NOTEZ L'IMPORTANCE QUE VOUS ACCORDEZ A CES DIFFERENTS ATTRIBUTS LORS DE L'ACHAT DE PRODUITS ALIMENTAIRES :

120. GOUT 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
121. ASPECT VISUEL 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
122. QUALITE SANITAIRE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
123. ASPECT NUTRITIONNEL 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
124. PRIX 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
125. MARQUE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
126. FRAICHEUR 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
127. SIGNE DE QUALITE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
128. METHODE DE PRODUCTION 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
129. ORIGINE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑

13.LISEZ-VOUS LES ETIQUETTES SUR LES PRODUITS LORS DE VOS ACHATS ? 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑

14.AVEZ-VOUS DEJA VU CETTE ETIQUETTE ? 1- OUI ❑ 0- NON ❑

SI OUI, QUE SIGNIFIE-T-ELLE POUR VOUS ?……

15.AVEZ-VOUS DEJA VU CETTE ETIQUETTE ? 1- OUI ❑ 0- NON ❑

SI OUI, QUE SIGNIFIE-T-ELLE POUR VOUS ?……

16.AVEZ-VOUS DEJA VU DES PRODUITS ISSUS DE L'AGRICULTURE RAISONNEE ? 1- OUI ❑ 0- NON ❑

17.CONSOMMEZ-VOUS DES PRODUITS ISSUS DE L'AGRICULTURE RAISONNEE ? 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑

18.SI OUI, QUELS TYPES DE PRODUITS ISSUS DE L'AGRICULTURE RAISONNEE CONSOMMEZ-VOUS (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

181. FRUITS ET LEGUMES ❑
182. PRODUITS LAITIERS ❑
183. PAINS ET CEREALES ❑
184. ŒUFS ❑
185. VIANDE, VOLAILLE ❑
186. JUS DE FRUIT ❑
187. VIN ❑
188. CAFE ❑
189. AUTRES (PRECISER :……) ❑

19.POURQUOI CONSOMMEZ-VOUS DES PRODUITS ISSUS DE L'AGRICULTURE RAISONNEE (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

191.ILS ONT MEILLEUR GOUT ❑
192.ILS RESPECTENT L'ENVIRONNEMENT ❑
193.ILS SONT MEILLEURS POUR LA SANTE ❑
194.ILS SONT PLUS NATURELS ❑
195.ILS SONT MOINS CHERS QUE LES PRODUITS BIOLOGIQUES ❑
196.NE SAIT PAS ❑
197.AUTRE (PRECISER : ……. ❑

100. AVEZ-VOUS DEJA REMARQUE DES ETIQUETTES RELATIVES A L'ENVIRONNEMENT SUR LES PRODUITS QUE VOUS ACHETEZ ? 1- OUI ❑ 0- NON ❑
SI OUI, DONNEZ UN EXEMPLE D'ETIQUETTE RELATIVE A L'ENVIRONNEMENT : ……

101.QUELLE EST VOTRE CONSOMMATION MENSUELLE DE JUS D'ORANGE : …. LITRE(S) PAR MOIS

102.QUELLE EST LA CONSOMMATION MENSUELLE DE JUS D'ORANGE DU FOYER : …. LITRE(S) PAR MOIS

103.NOTEZ VOTRE NIVEAU DE CONFIANCE DANS CES DIFFERENTES MARQUES DE JUS D'ORANGE (1 : FAIBLE CONFIANCE, 4 : FORTE CONFIANCE) :

1031.FRUVITA	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑	1035.CARREFOUR	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
1032.ANDROS	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑	1036.MINUTE MAID – DANONE	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
1033.TROPICANA	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑	1037.JOKER	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
1034.REA	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑	1038.PAMPRYL	1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑

LA SUITE AU DOS DE LA PAGE…..

2.LES PRODUITS BIOLOGIQUES

21.CONSOMMEZ-VOUS DES PRODUITS BIOLOGIQUES ? 1- JAMAIS ❑ 2- PARFOIS ❑ 3- SOUVENT ❑

22.SI OUI, QUELS TYPES DE PRODUITS BIOLOGIQUES CONSOMMEZ-VOUS (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

221. FRUITS ET LEGUMES ❑
222. PRODUITS LAITIERS ❑
223. PAINS ET CEREALES ❑
224. ŒUFS ❑
225. VIANDE, VOLAILLE ❑
226. JUS DE FRUIT ❑
227. VIN ❑
228. CAFE ❑
229. AUTRES :……. ❑

23.POURQUOI CONSOMMEZ-VOUS DES PRODUITS BIOLOGIQUES (1 : RAISON PEU IMPORTANTE, 4 : RAISON IMPORTANTE) (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

231. ILS ONT MEILLEUR GOUT 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
232. ILS RESPECTENT L'ENVIRONNEMENT 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
233. ILS SONT MEILLEURS POUR LA SANTE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
234. ILS SONT PLUS NATURELS 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
235. AUTRE (PRECISER :……) 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
236. NE SAIT PAS ❑

24.POURQUOI NE CONSOMMEZ-VOUS PAS (OU PAS DAVANTAGE) DE PRODUITS BIOLOGIQUES (1 : RAISON PEU IMPORTANTE, 4 : RAISON IMPORTANTE) (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

241. ILS SONT TROP CHERS 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
242. ILS NE SONT PAS DIFFERENTS DES AUTRES PRODUITS ALIMENTAIRES 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
243. VOUS N'AVEZ PAS CONFIANCE DANS L'ETIQUETAGE AGRICULTURE BIOLOGIQUE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
244. VOUS N'AVEZ PAS CONFIANCE DANS LE PRODUCTEUR 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
245. ILS NE SONT PAS SUFFISAMMENT DISPONIBLES 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
246. VOUS NE SAVEZ PAS CE QU'EST UN PRODUIT BIOLOGIQUE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
247. ILS SONT DE MAUVAISE QUALITE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
248. AUTRE (PRECISER : ……..)1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
249. NE SAIT PAS ❑

3.L'ENVIRONNEMENT

31.A QUEL POINT VOUS SENTEZ-VOUS CONCERNES PAR CES PROBLEMES (1 : PEU CONCERNE, 4 : TRES CONCERNE) ?

311. L'ENVIRONNEMENT 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
312. LE BRUIT 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
313. LA POLLUTION DE L'EAU 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
314. LA POLLUTION DE L'AIR 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
315. LES ELEVAGES ANIMAUX EN BATTERIES 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
316. LA DISPARITION D'ESPECES ANIMALES 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
317. LA DEFORESTATION 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑

32.COMMENT SELON VOUS CES SECTEURS CONTRIBUENT-ILS A LA DEGRADATION DE L'ENVIRONNEMENT (1 : PEU, 4 : BEAUCOUP) ?

321. L'INDUSTRIE CHIMIQUE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
322. L'AGRICULTURE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
323. L'INDUSTRIE DU PAPIER 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
324. L'INDUSTRIE ALIMENTAIRE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
325. L'INDUSTRIE MINIERE ET PETROLIERE 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
326. L'INDUSTRIE DES TRANSPORTS 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑
327. L'INDUSTRIE DE LA CONSTRUCTION 1 ❑ 2 ❑ 3 ❑ 4 ❑

33.DIRIEZ-VOUS QUE VOUS CONTRIBUEZ AU RESPECT DE L'ENVIRONNEMENT ? 1- OUI ❑ 0- NON ❑

34.SI OUI, COMMENT (PLUSIEURS REPONSES POSSIBLES) ?

341. JE TRIE MES DECHETS 1- OUI ❑ 0- NON ❑
342. J'EVITE DE JETER MES DECHETS SUR LA VOIE PUBLIQUE 1- OUI ❑ 0- NON ❑
343. J'EVITE DE GASPILLER L'EAU 1- OUI ❑ 0- NON ❑
344. J'ACHETE DES RECHARGES 1- OUI ❑ 0- NON ❑
345. JE DEPOSE MES BOUTEILLES EN VERRE ET MES PILES USEES AU CONTAINER 1- OUI ❑ 0- NON ❑
346. J'EVITE D'UTILISER SYSTEMATIQUEMENT MA VOITURE 1- OUI ❑ 0- NON ❑
347. J'ACHETE DES PRODUITS DONT L'EMBALLAGE EST RECYCLABLE 1- OUI ❑ 0- NON ❑

348. JE PRATIQUE LE COMPOSTAGE 1- OUI ❑ 0- NON ❑

349. JE PARTICIPE A DES ACTIONS LOCALES EN FAVEUR DE L'ENVIRONNEMENT 1- OUI ❑ 0- NON ❑

3410. J'ACHETE DES APPAREILS MENAGERS MOINS CONSOMMATEURS D'EAU OU D'ENERGIE 1- OUI ❑ 0- NON ❑

3411. J'ACHETE DES PRODUITS QUI RESPECTENT L'ENVIRONNEMENT 1- OUI ❑ 0- NON ❑

3412. J'ETEINS LA LUMIERE DANS UNE PIECE QUAND JE LA QUITTE PLUS DE 5 MINUTES 1- OUI ❑ 0- NON ❑

3413. AUTRE (INDIQUER COMMENT : ……..…) 1- OUI ❑ 0- NON ❑

LA SUITE PAGE SUIVANTE…

35.OU VOUS RENSEIGNEZ-VOUS CONCERNANT LES PRODUITS QUI RESPECTENT L'ENVIRONNEMENT ?	
351.ETIQUETTES DES PRODUITS	1- OUI ❑ 0- NON ❑
352.PUBLICITE (TELEVISION, RADIO, PANNEAUX PUBLICITAIRES, PRESSE, …)	1- OUI ❑ 0- NON ❑
353.MEDIAS (EMISSIONS A LA RADIO OU A LA TELEVISION, ARTICLE DE PRESSE)	1- OUI ❑ 0- NON ❑
354.FAMILLE	1- OUI ❑ 0- NON ❑
355.COLLEGUES DE TRAVAIL	1- OUI ❑ 0- NON ❑
356.AMIS	1- OUI ❑ 0- NON ❑
357.POINT DE VENTE (VENDEUR, AFFICHAGE EN MAGASIN,…)	1- OUI ❑ 0- NON ❑
358.LIVRES	1- OUI ❑ 0- NON ❑
359.ASSOCIATIONS	1- OUI ❑ 0- NON ❑
3510.AUTRES (PRECISER : ……)	1- OUI ❑ 0- NON ❑

4.RENSEIGNEMENTS PERSONNELS

41.AGE
1-Entre 18 et 29 ans ❑ 2- Entre 30 et 39 ans ❑ 3- Entre 40 et 49 ans ❑ 4- Entre 50 et 59 ans ❑ 5- Plus de 60 ans ❑
42.SEXE : 0- F ❑ 1- M ❑
43.NOMBRE DE PERSONNES DE VOTRE FOYER (Y COMPRIS VOUS) :……..

44.COMBIEN AVEZ-VOUS D'ENFANTS ? …. ENFANT(S)

45.PROFESSION	**46.NIVEAU D'ETUDE (LE PLUS ELEVE)** :	**47.REVENU MENSUEL** :
1- Agriculteur, Exploitant ❑	1- SANS DIPLOME ❑	1- MOINS DE 499 € (MOINS DE 3 273F) ❑
2- Artisan, Commerçant ❑	2- CERTIFICAT D'ETUDES ❑	2- ENTRE 500 ET 999 € (ENTRE 3 280 ET 6 553F) ❑
3- Cadres et professions intellectuelles supérieures (professions libérales, professeurs, ingénieurs...) ❑	3- BEPC ❑	3- ENTRE 1 000 ET 1 499 € (ENTRE 6 500 F ET 9 832F) ❑
4- Profession intermédiaires (instituteurs, techniciens...) ❑	4- CAP - BEP ❑	4- ENTRE 1 500 ET 1 999 € (ENTRE 9 839 ET 13 112F) ❑
5- Employé ❑	5- BAC ❑	5- ENTRE 2 000 ET 2 499 € (ENTRE 13 119 ET 16 392F) ❑
6- Ouvrier ❑	6- BAC + 2 ❑	6- ENTRE 2 500 ET 2 999 € (ENTRE 16 399F ET 19 672F) ❑
7- Retraité ❑	7- BAC + 3 ❑	7- ENTRE 3 000 ET 3 499 € (ENTRE 19 679 ET 22 951F) ❑
8- Etudiant ❑	8- BAC + 4 ❑	8- ENTRE 3 500 ET 3 999 € (ENTRE 22 958 ET 26 231F) ❑
9- SANS PROFESSION ❑	9- BAC + 5 ET PLUS ❑	9- ENTRE 4 000 ET 4 499 € (ENTRE 26 238 ET 29 511F) ❑
		10- PLUS DE 4 500 € (PLUS DE 29 518F) ❑

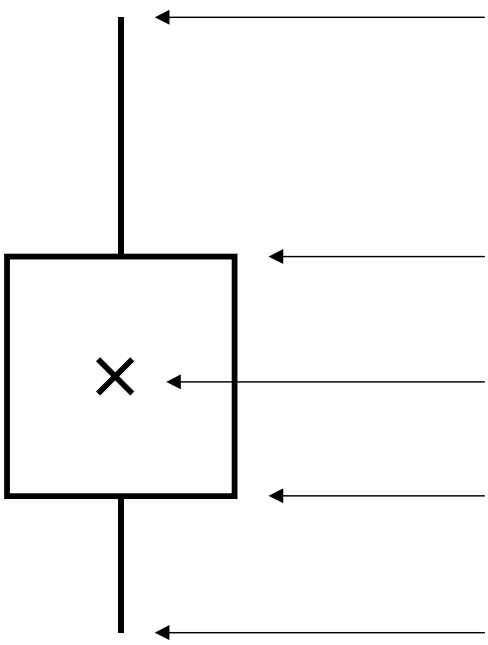
Observations éventuelles sur l'expérience

……
……
……
……
……
……
……
……
……

Merci beaucoup.

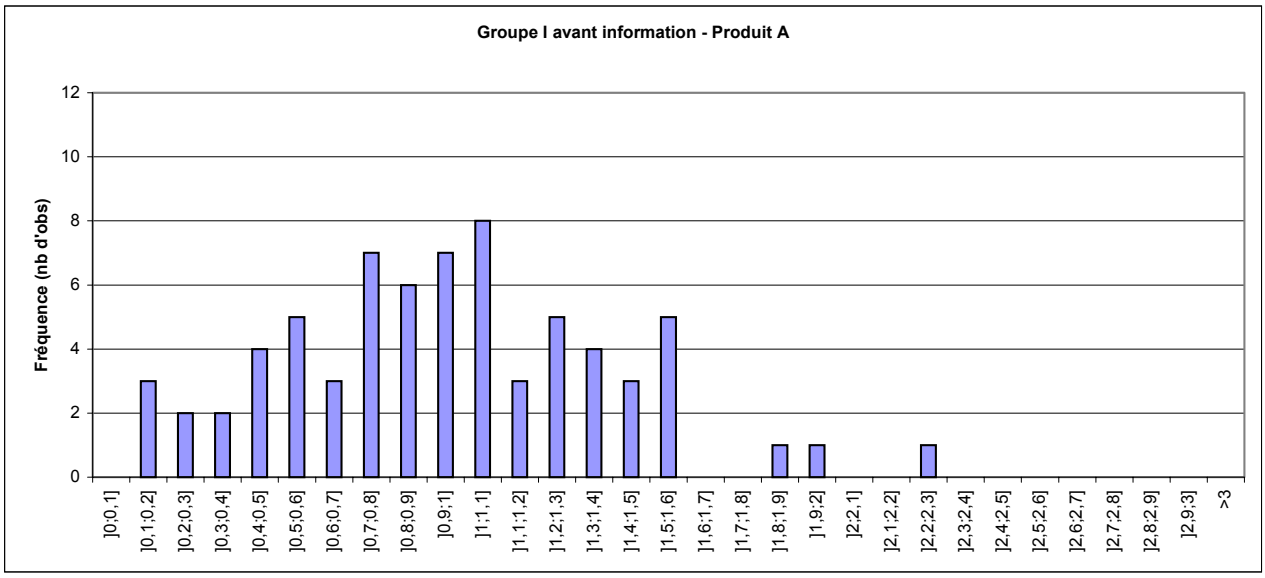
Annexe 8

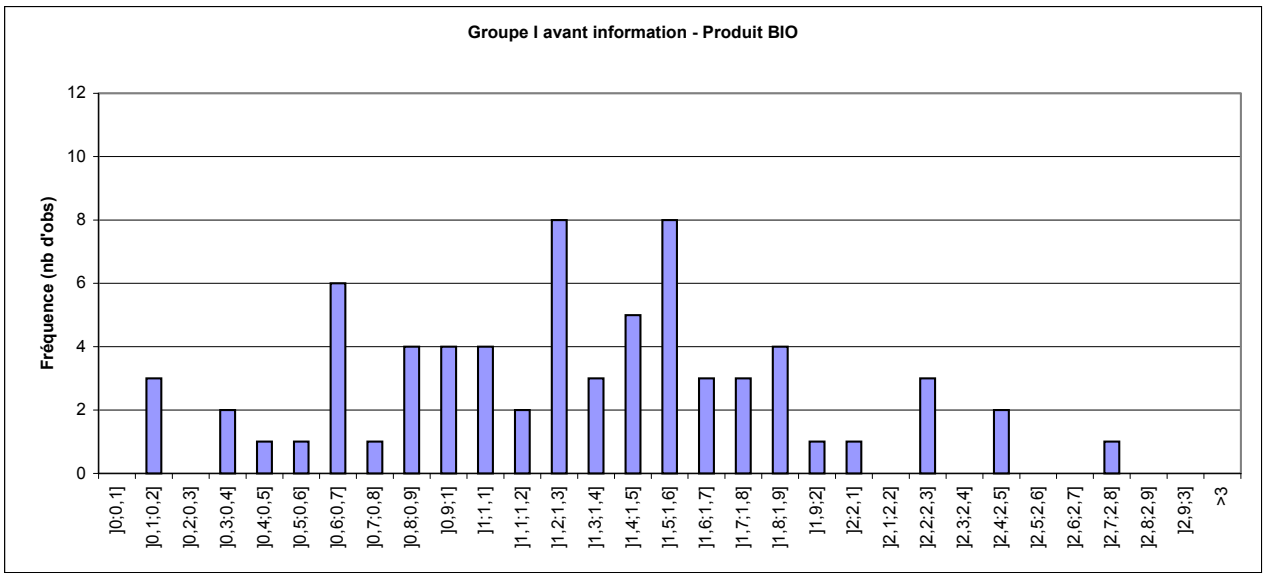
PRINCIPE DE LA REPRESENTATION GRAPHIQUE « BOX PLOT ».

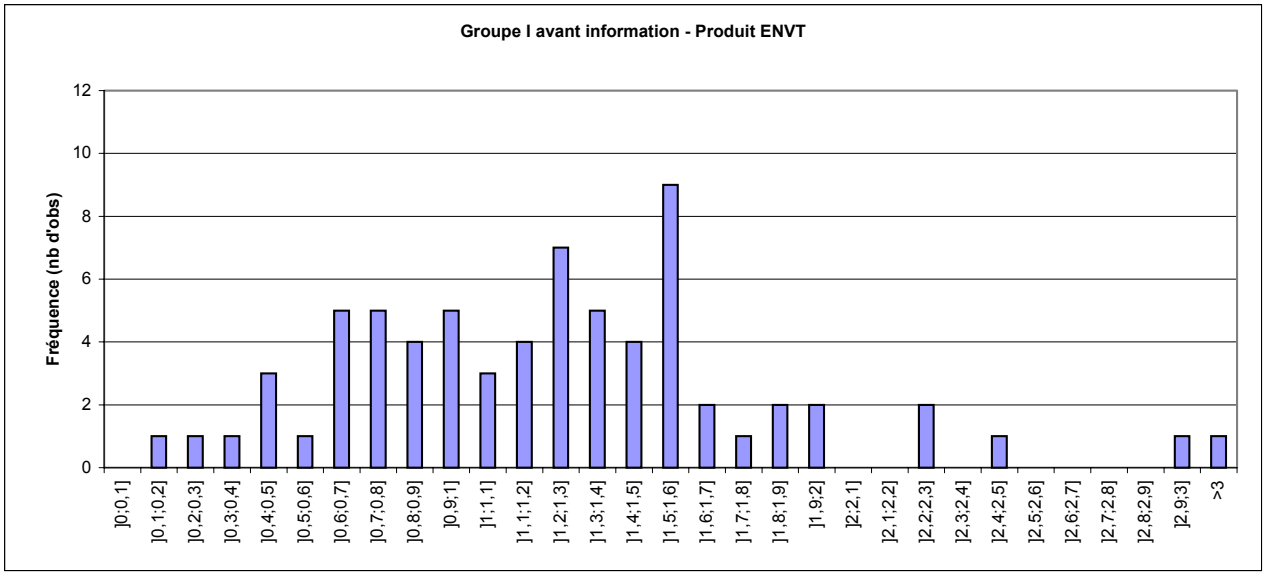


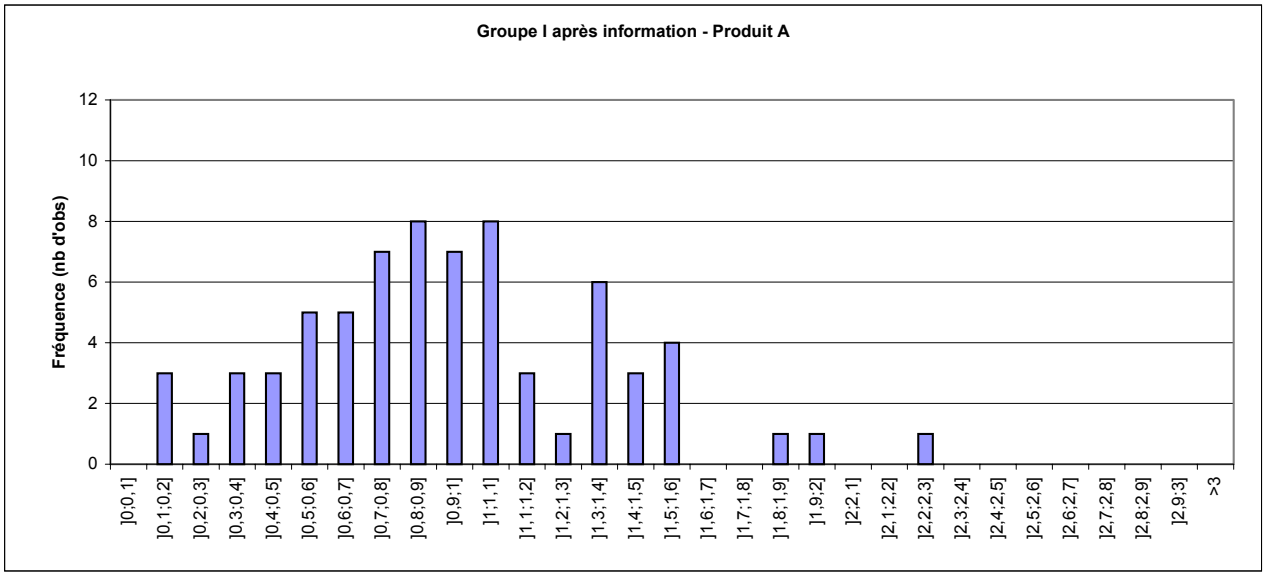
Annexe 9

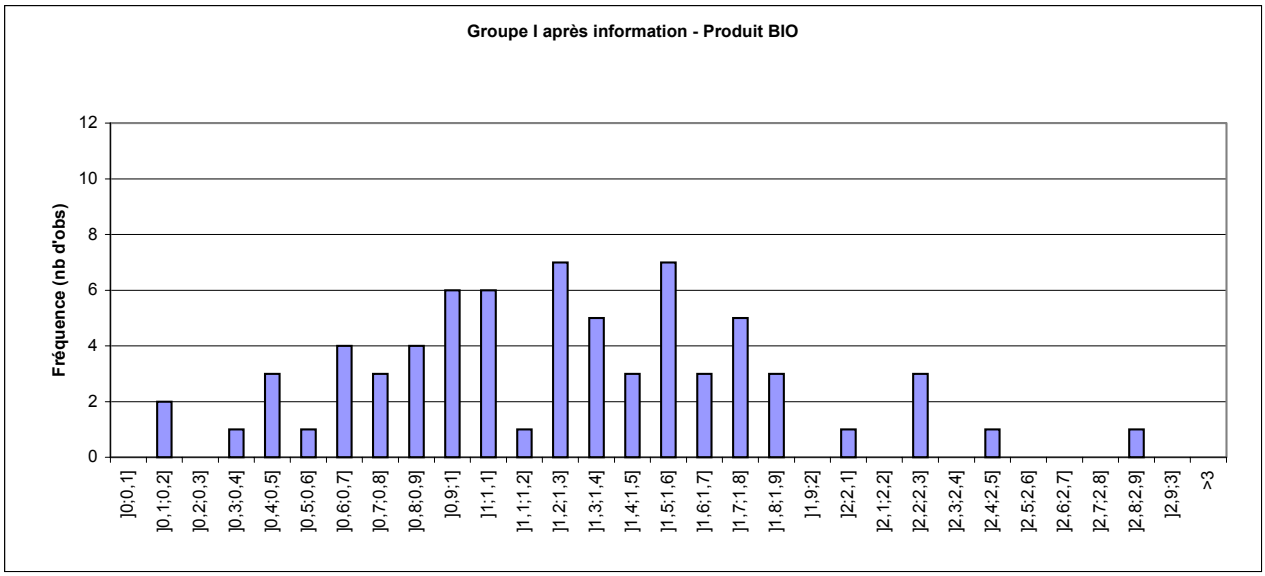
DISTRIBUTIONS DES PRIX ET SURPRIX.

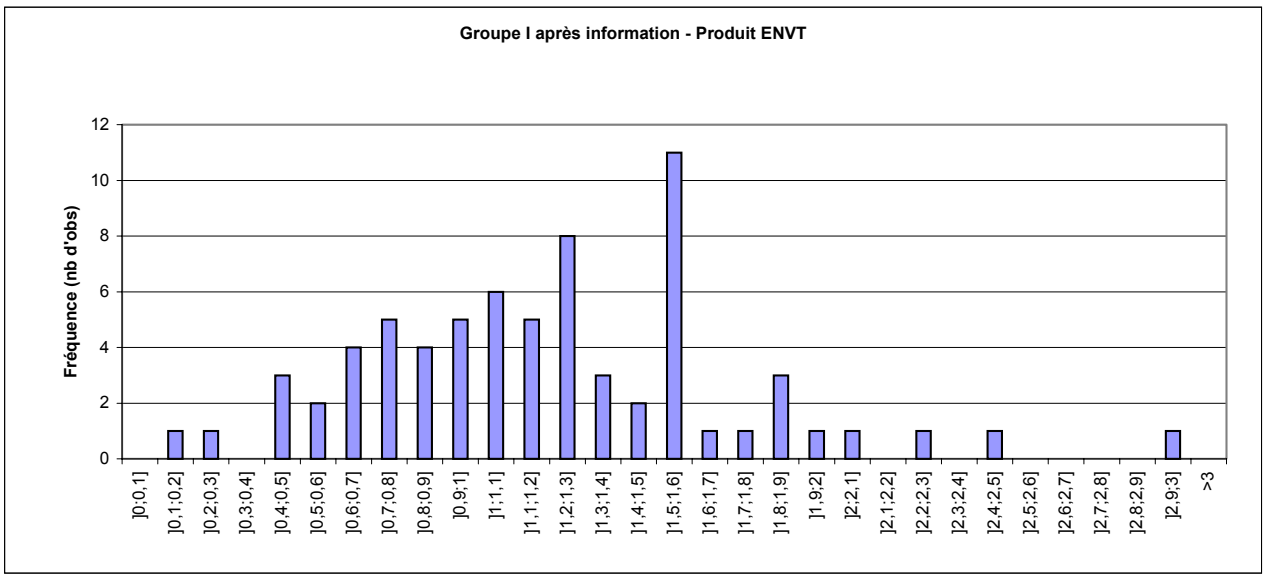


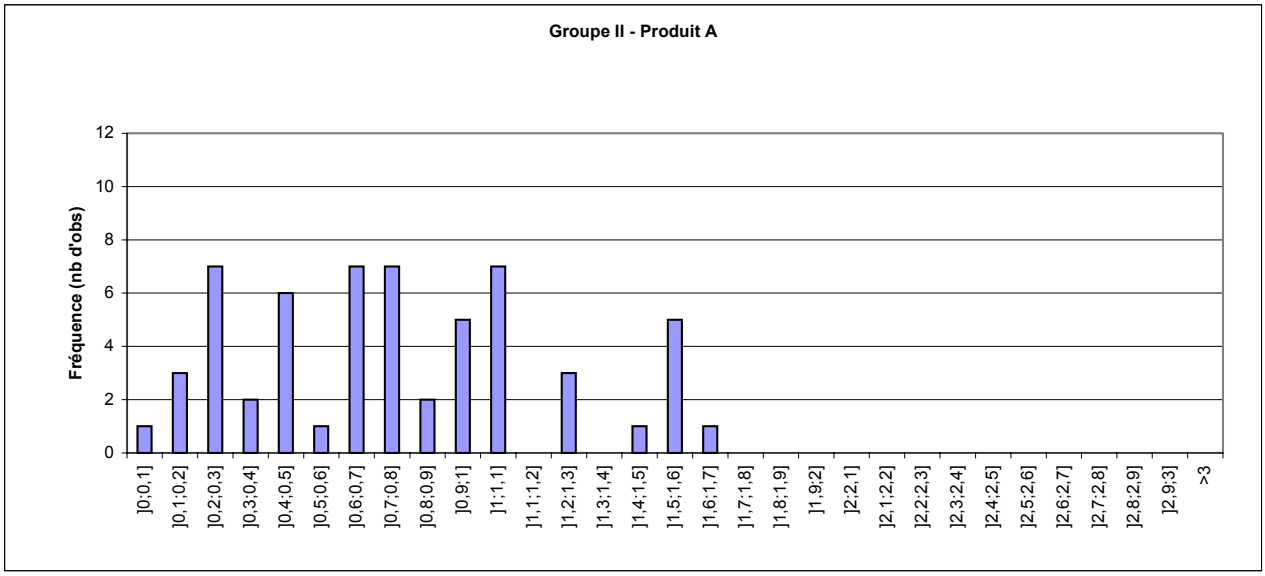


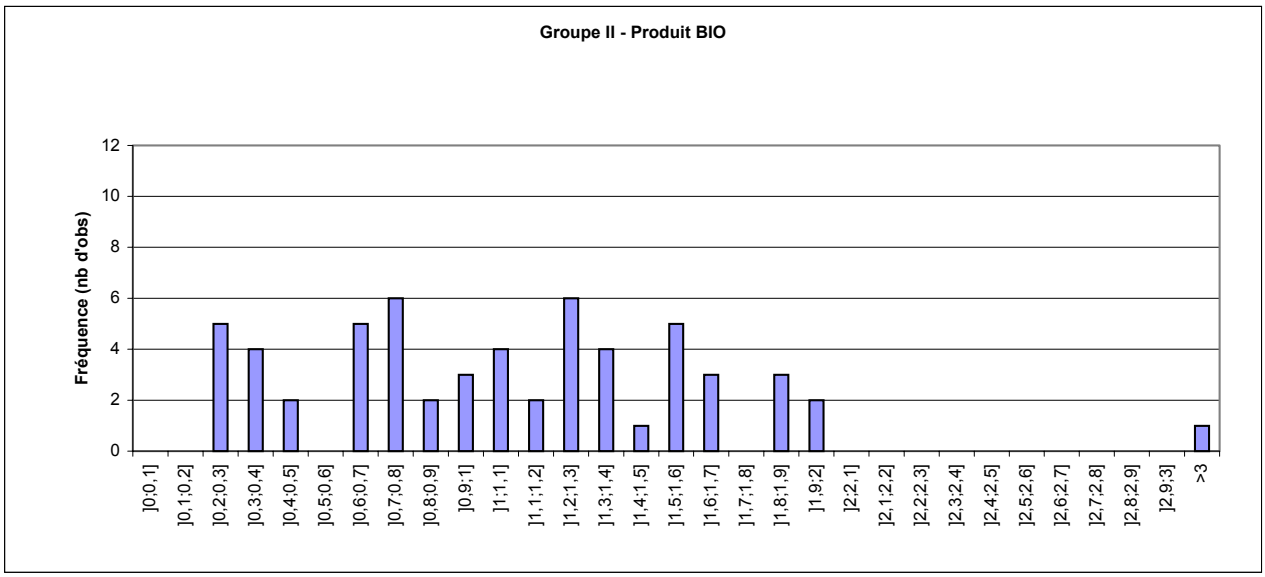

Groupe I avant information - Produit ENVT
Fréquence (nb d'obs)
0
2
4
6
8
10
12
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

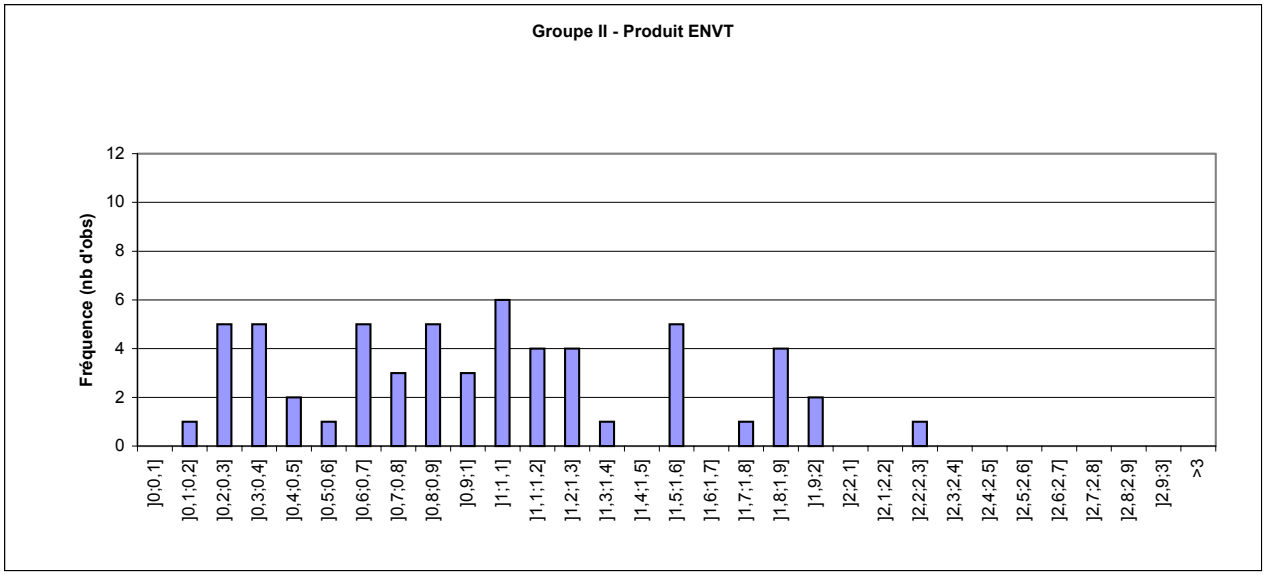

Groupe I après information - Produit A
Fréquence (nb d'obs)
0
2
4
6
8
10
12
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

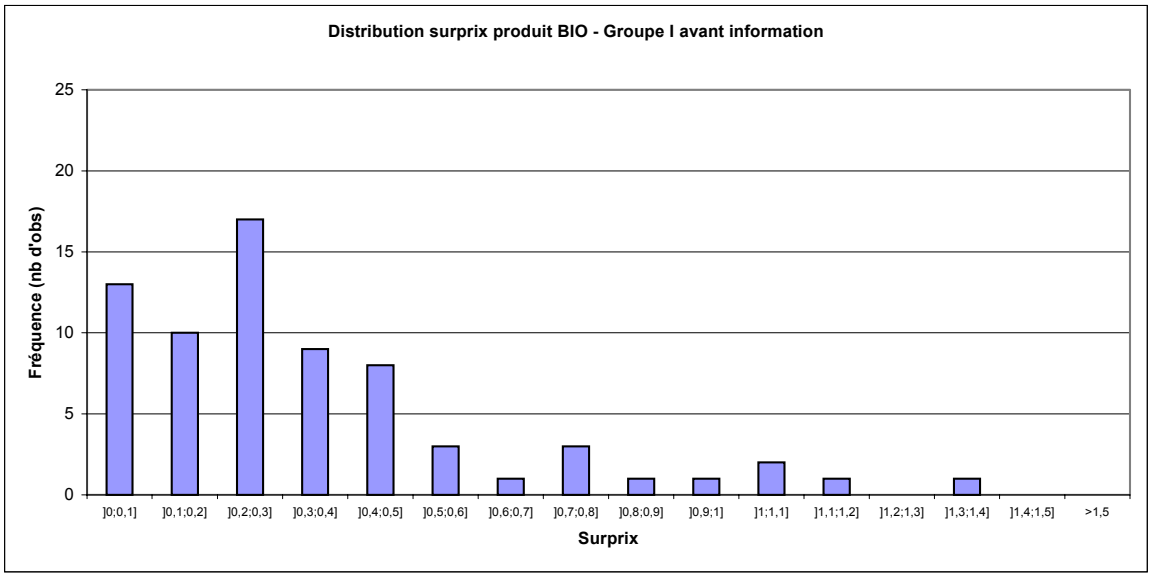

Groupe I après information - Produit BIO
Fréquence (nb d'obs)
0
2
4
6
8
10
12
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

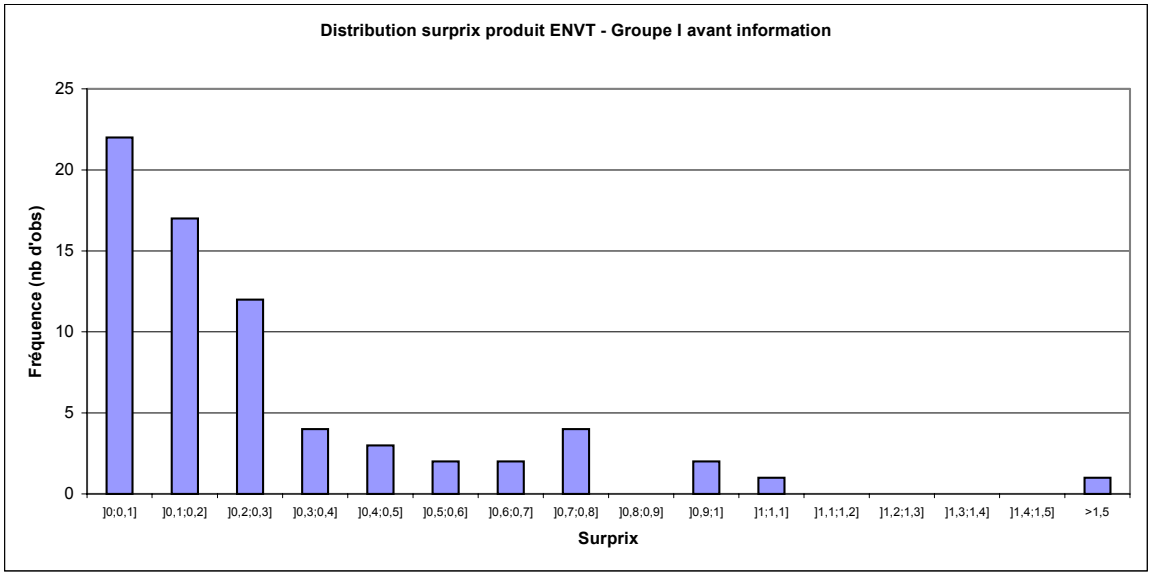

Groupe I après information - Produit ENVT
Fréquence (nb d'obs)
0
2
4
6
8
10
12
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

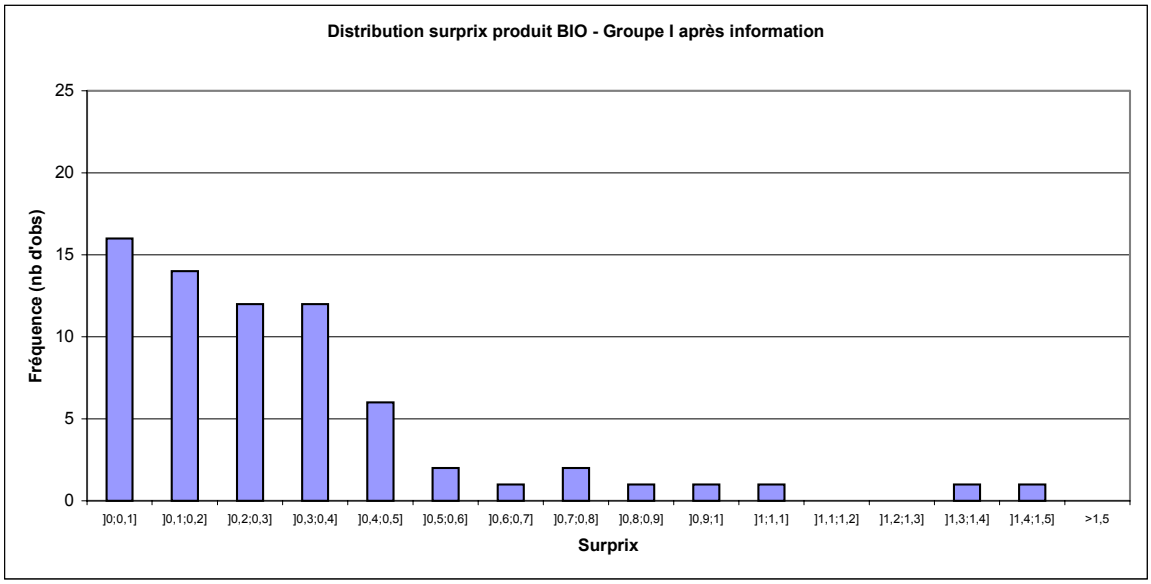

Groupe II - Produit A
Fréquence (nb d'obs)
12
10
8
6
4
2
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

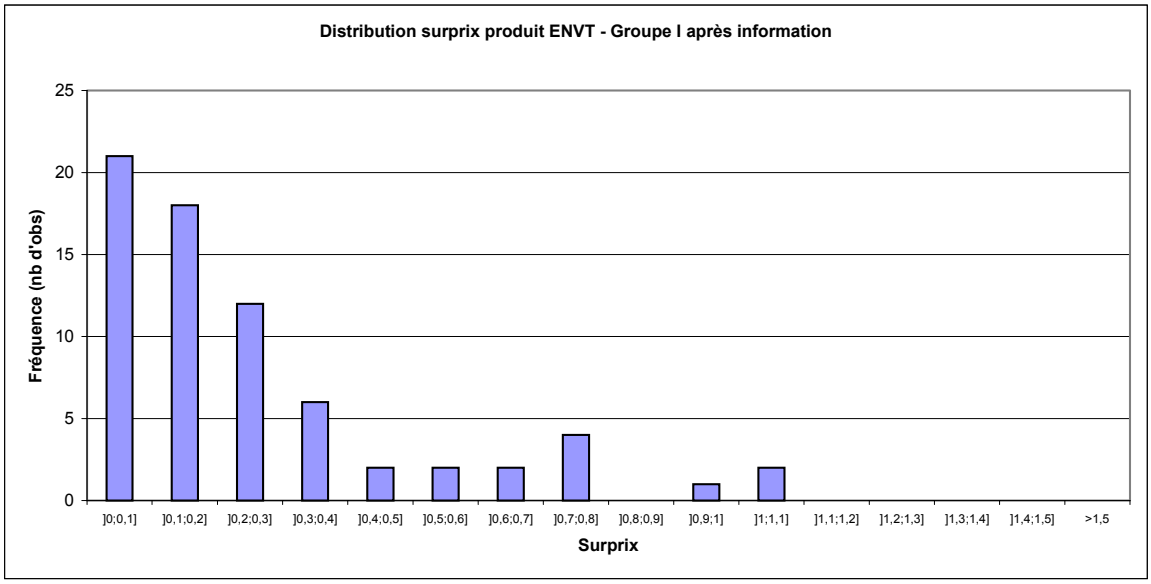

Groupe II - Produit BIO
Fréquence (nb d'obs)
12
10
8
6
4
2
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

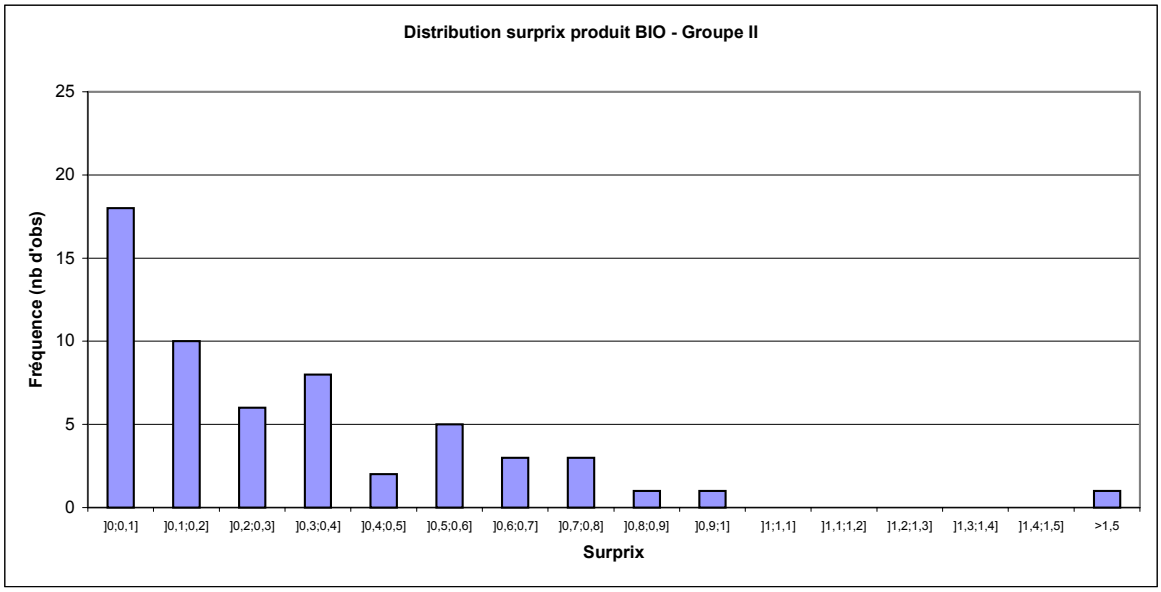

Groupe II - Produit ENVT
Fréquence (nb d'obs)
12
10
8
6
4
2
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
]1,5;1,6]
]1,6;1,7]
]1,7;1,8]
]1,8;1,9]
]1,9;2]
]2;2,1]
]2,1;2,2]
]2,2;2,3]
]2,3;2,4]
]2,4;2,5]
]2,5;2,6]
]2,6;2,7]
]2,7;2,8]
]2,8;2,9]
]2,9;3]
>3

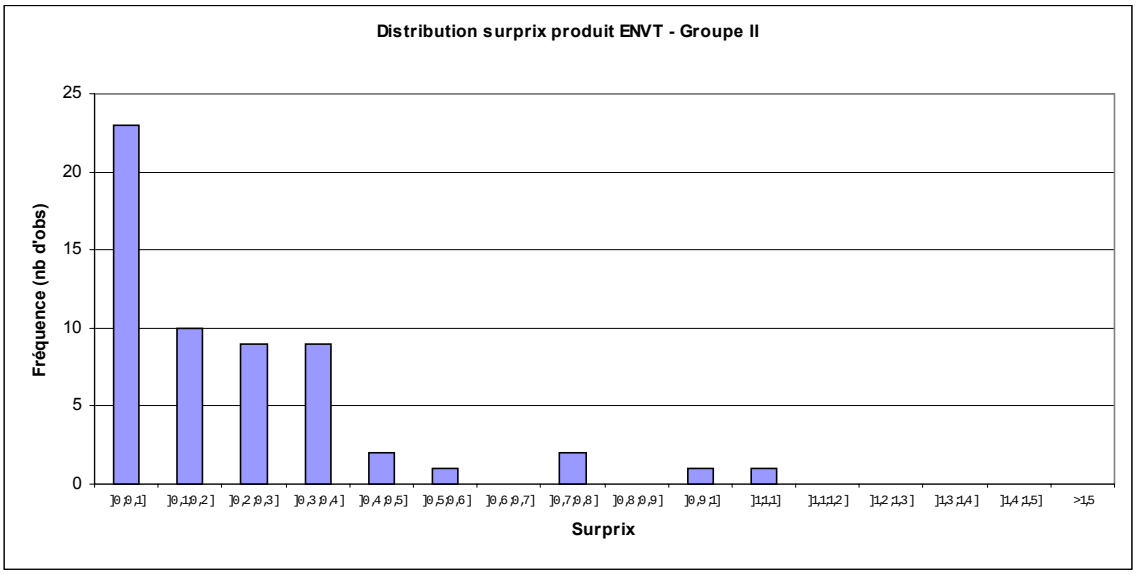

Distribution surprix produit BIO - Groupe I avant information
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix


Distribution surprix produit ENVT - Groupe I avant information
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix


Distribution surprix produit BIO - Groupe I après information
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix


Distribution surprix produit ENVT - Groupe I après information
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix


Distribution surprix produit BIO - Groupe II
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0;0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix


Distribution surprix produit ENVT - Groupe II
Fréquence (nb d'obs)
25
20
15
10
5
0
]0,0,1]
]0,1;0,2]
]0,2;0,3]
]0,3;0,4]
]0,4;0,5]
]0,5;0,6]
]0,6;0,7]
]0,7;0,8]
]0,8;0,9]
]0,9;1]
]1;1,1]
]1,1;1,2]
]1,2;1,3]
]1,3;1,4]
]1,4;1,5]
>1,5
Surprix