

UNIVERSITE MONTESQUIEU - BORDEAUX IV

**ECOLE DOCTORALE
ENTREPRISE, ECONOMIE, SOCIETE (E.D. 42)**

DOCTORAT ès SCIENCES ECONOMIQUES

Brice ARNAUD

**POLITIQUES DE TARIFICATION, STRATEGIES DE DIFFERENCIATION ET
GESTION OPTIMALE DES DECHETS MENAGERS**

Thèse co-dirigée par
M. **Patrick POINT**, Directeur de Recherche Emérite CNRS
M. **Sébastien ROUILLON**, Maître de conférences

Soutenue le 27 septembre 2013

Jury :

Mme **Dorothee BRECARD**,
Professeur, Université de Toulon

M. **Helmuth CREMER**,
Professeur, TSE – Université de Toulouse 1 Capitole, **rapporteur**

M. **Matthieu GLACHANT**,
Professeur, CERNA – Mines ParisTech, **rapporteur**

M. **Jean-Christophe PEREAU**,
Professeur, Université Montesquieu - Bordeaux IV

M. **Patrick POINT**,
Directeur de Recherche Emérite CNRS, Université Montesquieu - Bordeaux IV, **co-directeur
de thèse**

M. **Sébastien ROUILLON**,
Maître de conférences, Université Montesquieu - Bordeaux IV, **co-directeur de thèse**

L'Université n'entend ni approuver, ni désapprouver les opinions particulières émises dans cette thèse. Ces opinions sont considérées comme propres à leur auteur.

REMERCIEMENTS

Je tiens, tout d'abord, à remercier Sébastien Rouillon de m'avoir prodigué de nombreux conseils et remarques durant ces cinq années de thèse. Je remercie aussi Patrick Point d'avoir accepté d'encadrer cette thèse.

Je souhaite également remercier Helmuth Cremer et Matthieu Glachant pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail en acceptant d'en être les rapporteurs. Je remercie aussi Dorothée Brécard et Jean-Christophe Péreau qui me font l'honneur de prendre part au jury.

Merci au GREThA, notamment son directeur, Marc-Alexandre Sénagas, de m'avoir permis de réaliser cette thèse dans les meilleures conditions. Je remercie également l'école doctorale « *économie, entreprise et société* » pour les différents financements qu'elle m'a accordés, me permettant ainsi de présenter mes travaux dans différentes conférences.

Je remercie tous ceux qui m'ont fait confiance au sein de leurs équipes pédagogiques et avec qui j'ai eu beaucoup de plaisirs à travailler : Emmanuel Petit, Bernard Conte et Jean-Christophe Péreau.

Un grand merci à tous mes collègues et amis doctorants qui ont rendu ces années de thèse beaucoup plus joyeuses. Je pense notamment à Alexandre, Luc, Gabrielle, Guillaume, Caroline, Manu et Monique. J'ai aussi une pensée pour mes collègues footeux : Diego, Pierre, Medhi, Antoine et Romain. Je remercie également Dina pour sa bonne humeur.

Merci aussi à mes amis, Christophe, Pierre, Julien, Olivier et les autres pour leur soutien et de m'avoir permis, à plusieurs reprises, de penser à autre qu'à ma thèse. Merci également à Florent avec qui les échanges sur les visions théoriques et pratiques de la gestion des déchets ont été très enrichissants.

Un grand merci à toutes les personnes qui ont accepté de relire une partie de cette thèse : Luc, Caroline, Medhi, Christophe et Pierre. Pour ce travail de relecture, je remercie tout particulièrement Gabrielle, pour son aide dans la mise en page et Alexandre, pour m'avoir aidé à résoudre certaines difficultés mathématiques.

Pour finir, un grand merci à mes parents qui m'ont toujours soutenu et encouragé et un très grand merci à Isabelle sans qui cette thèse ne se serait jamais terminée. Merci de m'avoir encouragé et d'avoir su trouver les mots pour me permettre de terminer cette thèse.

SOMMAIRE

Introduction Générale.....	9
Partie 1 : Responsabilité élargie des producteurs, tarification incitative et gestion optimale des déchets ménagers	35
Chapitre 1 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en recyclage .	43
Chapitre 2 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en éco-conception.....	69
Partie 2 : Tarification au coût marginal social de gestion des déchets et différenciation des biens	97
Chapitre 3 : Efficacité à court terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets	103
Chapitre 4 : Efficacité à long terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets	137
Conclusion Générale	173
Bibliographie.....	181
Annexes.....	189
Table des figures.....	235
Table des tableaux.....	239
Table des encadrés.....	243
Table des matières	247

Introduction Générale

Depuis la Directive 75/442/CEE, les pays membres de l'Union Européenne (UE) partagent un cadre réglementaire commun pour la gestion des déchets. Ce cadre réglementaire a été précisé à plusieurs reprises : par la Directive 91/156/CE, puis par la Directive 2006/12/CE et dernièrement par la Directive 2008/98/CE. Ces Directives énoncent les définitions et les principes relatifs à la gestion des déchets. Ces définitions sont données dans l'encadré 1.

Depuis la Directive 75/442/CEE, trois principes immuables régissent la gestion des déchets :

- la gestion des déchets doit se faire sans mettre en danger la santé humaine et sans nuire à l'environnement ;
- les pays membres de l'UE respectent la hiérarchie suivante : la prévention, la préparation en vue du réemploi, la valorisation puis l'élimination¹ ;
- la partie des coûts de gestion des déchets non-couverte par les recettes provenant de la valorisation des déchets doit être supportée soit par les détenteurs, actuels ou antérieurs, soit par les producteurs de biens dont la consommation génère des déchets.

En définissant un cadre réglementaire commun pour la gestion des déchets, l'UE souhaite harmoniser les politiques nationales de déchets. Une politique nationale de déchets se compose de l'ensemble des mesures relatives à la gestion des déchets. Ces mesures peuvent prendre la forme d'instruments réglementaires (normes, interdictions...), d'instruments économiques (taxes, redevances, subventions...), ou d'instruments de planification (plan de gestion des déchets, plan de prévention des déchets...).

¹Depuis la Directive 2008/98/CE, le recyclage est prioritaire sur la valorisation. Cette Directive fixe également les deux objectifs suivants : d'ici 2020, la préparation en vue du réemploi et le recyclage des déchets tels que, au moins, le papier, le métal, le plastique et le verre contenus dans les déchets ménagers et dans les déchets assimilés aux déchets ménagers passent à un minimum de 50% en poids global ; d'ici 2020, la préparation en vue du réemploi, le recyclage et les autres formes de valorisation de matière, y compris les opérations de remblayage passent à un minimum de 70% en poids.

Encadré 1 : Définitions des termes relatifs à la gestion des déchets

Un déchet est défini comme toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se débarrasser. **La gestion des déchets** est définie comme toute opération liée à la collecte, au transport, à la valorisation et à l'élimination de déchets, y compris la surveillance de ces opérations ainsi que la surveillance des sites de décharge après leur fermeture. **La collecte** correspond au ramassage des déchets, y compris leur tri et stockage préliminaires, en vue de leur transport vers une installation de traitement des déchets. **Une collecte séparée** est une collecte dans le cadre de laquelle un flux de déchets est conservé séparément en fonction de son type et de sa nature afin de faciliter un traitement spécifique. **Le traitement** correspond à toute opération de valorisation ou d'élimination, y compris la préparation qui précède la valorisation ou l'élimination. **La valorisation** correspond à toute opération dont le résultat principal est que les déchets servent à des fins utiles en remplaçant d'autres matières qui auraient été utilisées à une fin particulière, ou que des déchets soient préparés à cette fin, dans l'usine ou dans l'ensemble de l'économie. On distingue le recyclage des autres formes de valorisation. **Le recyclage** correspond à toute opération de valorisation par laquelle les déchets sont retraités en produits, matières ou substances aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Le recyclage intègre le retraitement des matières organiques mais n'inclut pas la valorisation énergétique, la conversion pour l'utilisation comme combustible ou pour des opérations de remblayage. **La valorisation énergétique** consiste à récupérer le pouvoir calorifique des déchets et à le transformer en électricité et/ou en chaleur. La principale source de valorisation énergétique est l'incinération avec récupération énergétique. La Directive 2000/76/CE indique que les résidus de l'incinération doivent être recyclés. **L'élimination** correspond à toute opération qui n'est pas de la valorisation. L'élimination se fait principalement par stockage. La Directive 1999/31/CE précise qu'un déchet doit faire l'objet d'un traitement préalable avant d'être stocké.

La prévention correspond aux mesures prises avant qu'une substance, une matière ou un produit ne devienne un déchet. Ces mesures ont pour objectifs de réduire la quantité de déchet, la teneur en substance nocive des matières et des produits et les effets nocifs des déchets sur l'environnement et sur la santé humaine. **Le réemploi** correspond aux opérations par lesquelles des produits ou des composants qui ne sont pas des déchets sont utilisés de nouveau pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus. La préparation en vue du réemploi englobe toutes les opérations nécessaires au réemploi.

Le détenteur de déchets correspond à la personne physique ou morale qui a les déchets en sa possession. **Le producteur du bien générateur de déchets** correspond à la personne physique ou morale qui élabore, fabrique, manipule, traite, vend ou importe des biens.

Dans cette introduction, à partir de l'évolution entre 1995 et 2010 des modes de gestion des déchets municipaux, nous estimons le degré d'harmonisation des politiques nationales de déchets des pays de l'UE 15². L'évolution des modes de gestion des déchets municipaux nous semble l'indicateur le plus pertinent pour deux raisons. D'une part, la gestion des déchets municipaux est moins sensible que la gestion globale des déchets aux différences structurelles entre les pays membres. Une analyse de l'évolution des modes de gestion sur la quantité totale de déchets pourrait être biaisée, par exemple, par certaines spécialisations industrielles. D'autre part, les pays de l'UE partagent une définition commune des déchets municipaux³. Nous définissons les modes de gestion des déchets municipaux à partir de deux critères : la quantité de déchets municipaux par habitant et la répartition des modes de traitement des déchets municipaux.

A partir de ces deux critères, nous montrons qu'il existe des disparités dans la manière de gérer les déchets municipaux entre les pays de l'UE 15. Dans une première section, nous soulignons qu'une partie de ces disparités s'explique par des différences entre les politiques nationales de déchets des pays de l'UE 15. Pour illustrer cela, dans une seconde section, nous prenons le cas de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers. A partir d'un échantillon de six pays de l'UE 15, nous montrons que le choix de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers a une influence sur les modes de gestion des déchets municipaux.

1 Une mesure du degré d'harmonisation des politiques nationales de déchets

Dans cette section, en nous basant sur l'évolution entre 1995 et 2010 des modes de gestion des déchets municipaux, nous mesurons le degré d'harmonisation des politiques nationales de déchets des pays de l'UE 15⁴. Pour cela, nous regardons si l'évolution entre 1995 et 2010 des modes de gestion des déchets municipaux respecte les deux conjectures suivantes :

²L'UE 15 englobe les quinze premiers pays membres de l'UE. Ces pays ont intégré l'UE au plus tard en 1995. En revanche, les treize derniers pays ayant intégré l'UE sont entrés au plus tôt en 2004. Pour ces pays, l'influence des Directives européennes sur la politique nationale de déchets peut ne pas être encore perceptible à partir des performances en matière de gestion des déchets municipaux.

³Les déchets municipaux se composent des déchets ménagers, des déchets des artisans, commerçants collectés avec les déchets ménagers, les déchets de nettoyage, les déchets de l'assainissement collectifs et les déchets verts des municipalités.

⁴Sauf mention contraire, les données relatives à la gestion des déchets municipaux utilisées dans cette introduction générale proviennent du site internet de la statistique européenne : *Eurostat*.

- conjecture 1 : cette évolution est conforme à la hiérarchie des priorités établie par les Directives cadres (la prévention, la préparation en vue du réemploi, la valorisation puis l'élimination) ;
- conjecture 2 : cette évolution est synonyme d'une minimisation des différences entre les modes de gestion des déchets municipaux des pays de l'UE 15.

En fonction du respect ou non de ces deux conjectures, nous pouvons établir l'une des deux conclusions suivantes :

- si l'évolution des modes de gestion des déchets municipaux des pays de l'UE 15 est conforme à ces deux conjectures, nous pouvons supposer que les politiques nationales de déchets se sont fortement harmonisées ;
- si l'évolution des modes de gestion des déchets municipaux des pays membres de l'UE 15 est conforme à au plus une seule de ces deux conjectures, nous pouvons supposer que des différences persistent entre les politiques nationales de déchets et/ou dans les structures de l'économie des différents pays et que ces différences influencent les modes de gestion des déchets municipaux.

Pour déterminer si l'évolution, entre 1995 et 2010, des modes de gestion des déchets municipaux des pays de l'UE 15 vérifie les conjectures 1 et 2, nous procédons en deux temps. Dans une première sous-section, nous testons la validité des conjectures 1 et 2 pour l'évolution de la quantité de déchets municipaux par habitant. Dans une seconde sous-section, nous testons la validité des conjectures 1 et 2 pour l'évolution de la répartition des modes de traitement des déchets municipaux.

1.1 L'évolution de la quantité de déchets municipaux par habitant

Selon la hiérarchie des priorités relatives à la gestion des déchets, la prévention est la priorité numéro une. Par conséquent, la conjecture 1 est vérifiée si la quantité de déchets municipaux par habitant a diminué entre 1995 et 2010. Pour tester la conjecture 1, nous comparons la quantité de déchets municipaux par habitant en 1995 avec la quantité de déchets municipaux par habitant en 2010. La figure 1 présente les quantités de déchets municipaux par habitant en 1995 et en 2010.

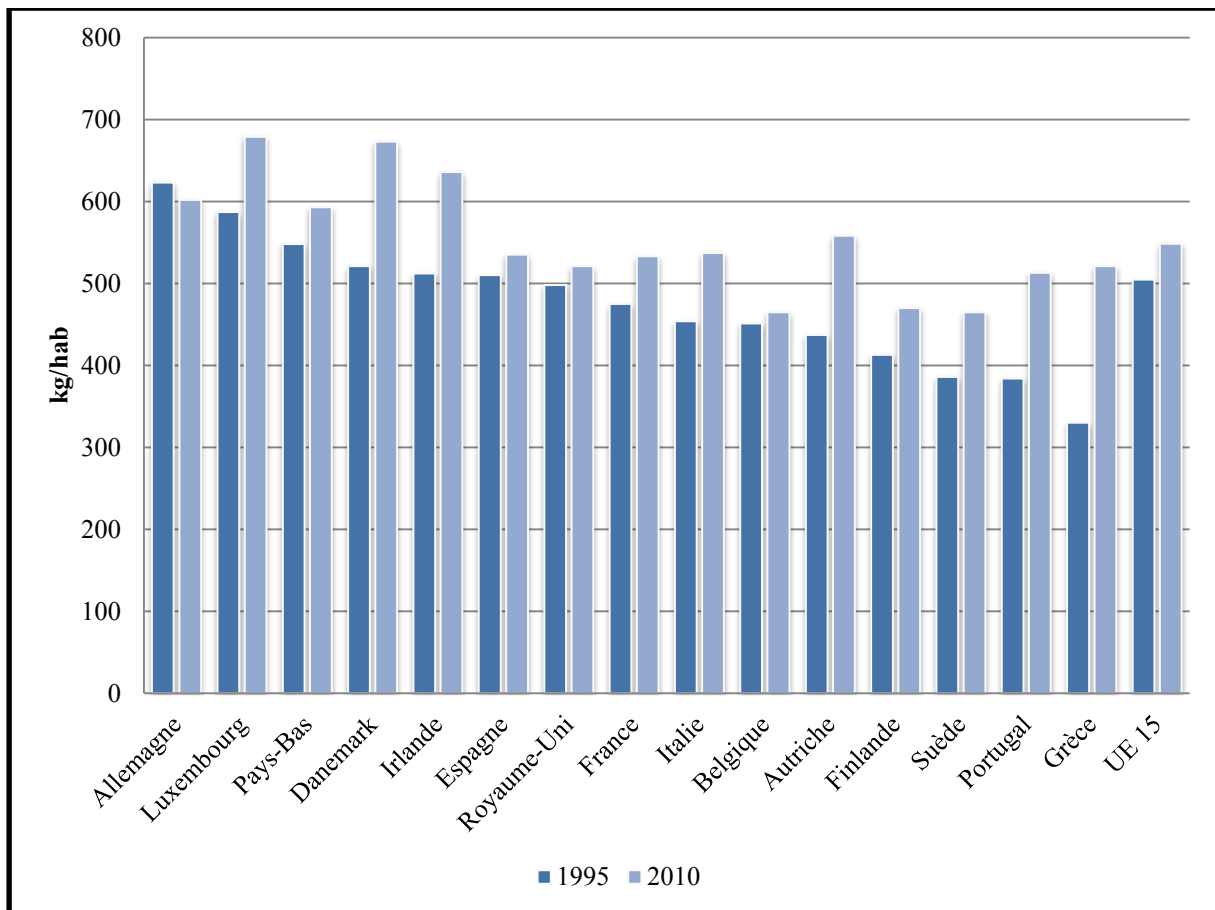


Figure 1 : Quantités de déchets municipaux par habitant en 1995 et en 2010

Dans 14 des 15 pays de l'UE 15, la quantité de déchets municipaux par habitant a augmenté entre 1995 et 2010. La seule exception est l'Allemagne. Entre 1995 et 2010, la quantité moyenne de déchets municipaux par habitant au sein de l'UE a augmenté de 8%, passant de 500kg par habitant à près de 550kg par habitant. Ces chiffres invalident la conjecture 1.

Pour tester la conjecture 2, nous calculons la valeur de l'écart-type de la distribution des quantités de déchets municipaux par habitant dans les pays de l'UE entre 1995 et 2010. Cette conjecture est vérifiée si la valeur de l'écart-type en 2010 est inférieure à celle prévalant en 1995. La figure 2 présente l'évolution de la valeur de l'écart-type calculée à partir de la quantité de déchets municipaux par habitant de chaque pays sur la période 1995-2010.

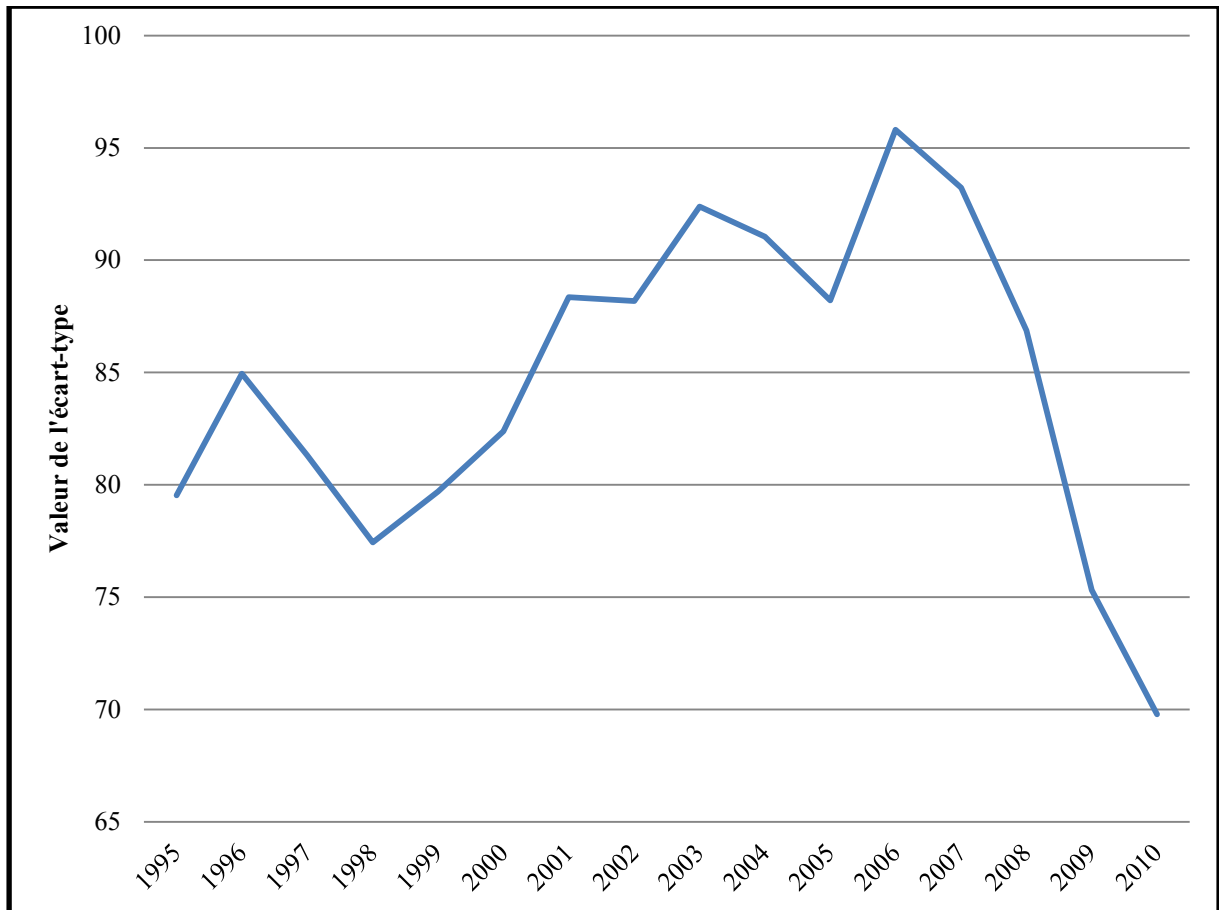


Figure 2 : Evolution de la valeur de l'écart-type relatif à la quantité de déchets municipaux par habitant entre 1995 et 2010

Entre 1995 et 2006, la valeur de l'écart-type augmente, passant d'un peu moins de 80 à un peu plus de 95. Par contre, depuis 2006, la valeur de l'écart-type a fortement reculé, passant d'un peu plus de 95 à 70. En 2010, la valeur de l'écart-type est inférieure à sa valeur de 1995. Ces chiffres valident donc la conjecture 2. Toutefois, l'uniformisation des quantités de déchets municipaux par habitant est un phénomène récent.

En conclusion, pour la quantité de déchets municipaux par habitant, seule la conjecture 2 est vérifiée.

1.2 L'évolution du traitement des déchets municipaux

Selon la hiérarchie des priorités dans la gestion des déchets, l'élimination des déchets est la solution de dernier recours. Dans les pays de l'UE 15, l'élimination des déchets ne se fait quasiment plus que par le stockage (l'incinération sans récupération d'énergie a quasiment disparu). Ainsi, pour tester la conjecture 1, nous comparons le taux de stockage des déchets municipaux en 1995 avec le taux de stockage des déchets municipaux en 2010. La conjecture

1 est vérifiée si le taux de stockage des déchets municipaux en 2010 est inférieur au taux de stockage des déchets municipaux en 1995. La figure 3 présente le taux de stockage des déchets municipaux en 1995 et en 2010.

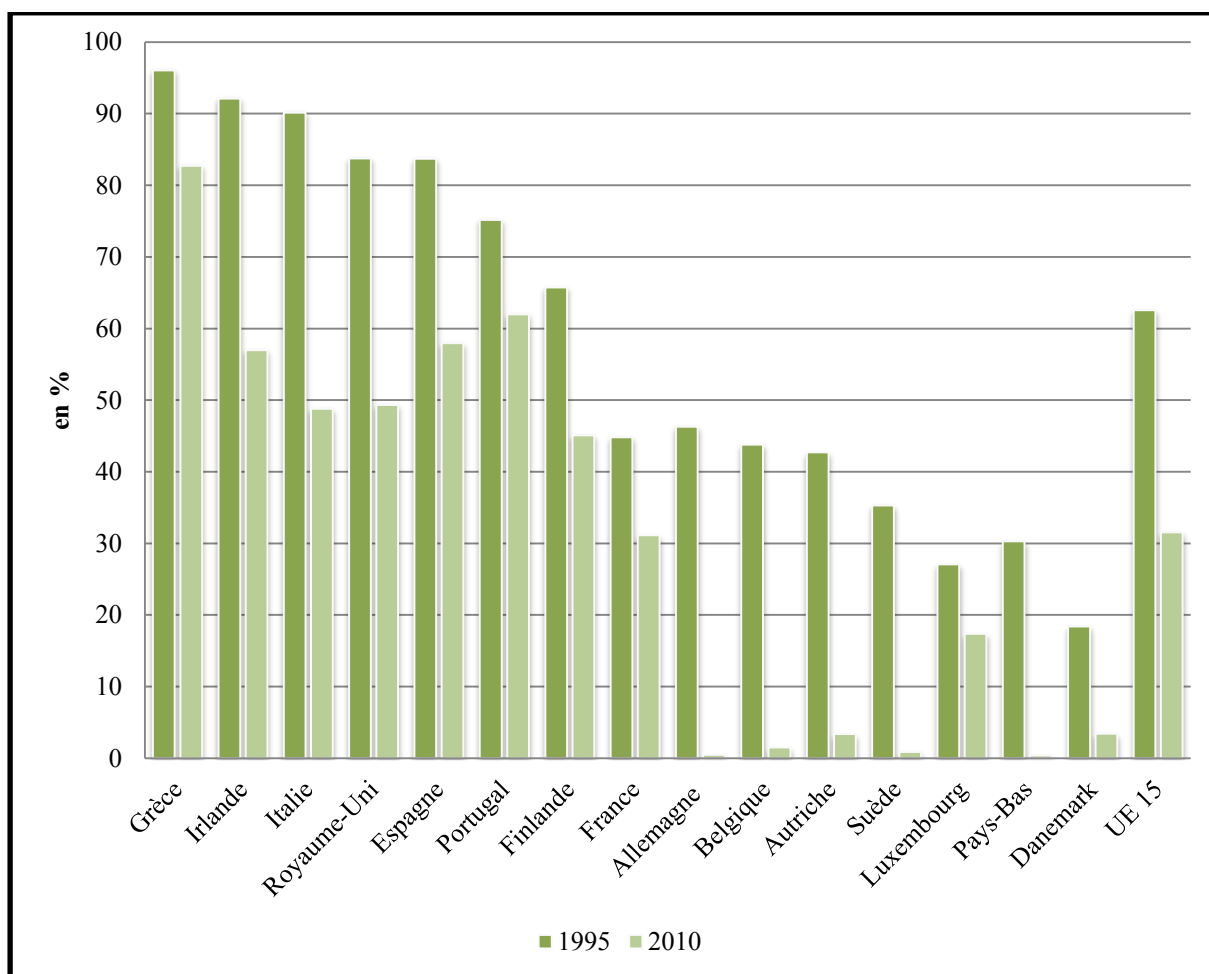


Figure 3 : Taux de stockage des déchets municipaux en 1995 et en 2010

Entre 1995 et 2010, le taux de stockage des déchets municipaux a diminué dans tous les pays de l'UE 15. Entre 1995 et 2010, le taux de stockage moyen des déchets municipaux au sein de l'UE 15 est passé de 60% à 30%. La conjecture 1 est donc vérifiée.

Pour tester la conjecture 2, nous cherchons à déterminer si le recul du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010 a été plus important dans les pays qui recouraient énormément au stockage en 1995 (Grèce et Irlande par exemple) que dans les pays qui recouraient peu au stockage en 1995 (Pays-Bas et Danemark par exemple). Pour déterminer cela, nous calculons un coefficient de corrélation linéaire entre le taux de stockage des déchets municipaux en 1995 et l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010. Le taux de stockage des déchets municipaux ayant diminué entre 1995 et 2010, la

conjecture 2 est vérifiée si la valeur du coefficient de corrélation linéaire est significativement négative.

La valeur du coefficient de corrélation linéaire entre le taux de stockage en 1995 et l'évolution du taux de stockage entre 1995 et 2010 est positive et égale à 0,67⁵. La valeur de ce coefficient indique que le taux de stockage a diminué plus fortement dans les pays où le taux de stockage des déchets municipaux était le plus faible en 1995. Ce coefficient de corrélation linéaire invalide donc la conjecture 2.

En conclusion, pour l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux, seule la conjecture 1 est vérifiée.

L'évolution de la quantité de déchets municipaux par habitant et l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux ne valident qu'une seule conjecture. L'évolution des modes de gestion des déchets municipaux souligne l'existence de différences dans les politiques nationales de déchets et/ou de différences structurelles entre les pays.

Une étude menée par Mazzanti & Zoboli (2008) sur l'évolution des modes de gestion des déchets municipaux entre 1995 et 2005 éclaire nos conclusions. Cette étude indique que :

- l'évolution de la quantité de déchets municipaux dépend positivement des dépenses de consommation finale des ménages et de la densité de population⁶ ;
- l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux dépend négativement de la politique nationale de déchets, de la densité de population et du degré d'urbanisation⁷.

Au niveau macroéconomique, selon les résultats de Mazzanti & Zoboli (2008), les différences entre les politiques nationales de déchets des pays de l'UE 15 ont une influence sur le taux de stockage des déchets municipaux. Par contre, ces différences n'affectent pas la quantité de déchets municipaux par habitant.

⁵Pour tester la significativité de ce coefficient de corrélation linéaire, on compare le t de student calculé avec la valeur du t de student tabulé. On rejette alors l'hypothèse nulle (absence de relation entre les deux variables) si le t de student calculé est supérieur au t de student tabulé. Le t de student calculé s'établit à partir de la formule suivante : $\frac{r\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$ avec r la valeur du coefficient de corrélation linéaire et n le nombre de pays. Dans notre cas, la valeur du t de student calculé est égale à 3,27. Pour un risque d'erreur de 1%, le t de student tabulé est égal à 3,012. Par conséquent, on rejette l'hypothèse nulle avec un risque d'erreur de 1%. Le coefficient de corrélation linéaire est donc significatif à un seuil de 1%.

⁶Ces conclusions sont identiques à celles de Johnstone & Labonne (2004).

⁷Mazzanti & Zobboli (2008) expliquent la significativité de la densité de population et du degré d'urbanisation ainsi : ces variables renchérisent le prix du sol, ce qui augmente le coût d'opportunité d'installation d'un centre de stockage.

Une composante de la politique de déchets pour laquelle les pays membres de l'UE 15 se différencient est la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers⁸ (ADEME, 2005; Bio Intelligence Service, 2012). Dans les pays de l'UE 15, la gestion des déchets ménagers étant de la responsabilité des municipalités⁹ (Eunomia Research & Consulting, 2001), ce sont elles qui définissent la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers.

Sur son territoire, chaque municipalité est responsable du service de gestion des déchets ménagers, elle supporte donc les coûts de la collecte et du traitement des déchets ménagers. Pour financer ces coûts, la municipalité définit sa politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers. Cette politique détermine le prix payé par chaque ménage pour utiliser le service de gestion des déchets ménagers. Ce prix peut se calculer de deux manières :

- le prix ne dépend pas de la demande des ménages en service de gestion des déchets ménagers ;
- le prix dépend, au moins en partie, de la demande des ménages en service de gestion des déchets ménagers.

Dans le premier cas, on parle de Tarification Non-Incitative (TNI) et dans le second cas, on parle de Tarification Incitative (TI).

A l'échelle microéconomique (un ménage ou une municipalité) la mise en place d'une TI incite les ménages à accentuer leur effort de tri, ce qui se traduit par une augmentation des quantités de déchets collectés séparément et une diminution des quantités de déchets ramassés par la collecte traditionnelle¹⁰. Les déchets collectés séparément sont généralement recyclés, alors que les déchets ramassés par la collecte traditionnelle sont soit incinérés, soit stockés. Ainsi, la mise en place d'une TI, en accentuant l'effort de tri des ménages, augmente le taux

⁸Nous faisons le choix de nous concentrer sur les différences de politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers comme facteur explicatif des écarts en termes de taux de stockage. Cependant, d'autres variables peuvent expliquer ces écarts, comme la taxe sur le stockage (Bio Intelligence Service, 2012; Fischer, Lehner, & McKinnon, 2012) ou les interdictions de stockage (European Environment Agency, 2009).

⁹Le terme municipalité renvoie indifféremment à une commune ou à un groupement de communes. Dans certains cas, une collectivité de taille supérieure (la région par exemple) peut se voir déléguer certaines missions par la municipalité.

¹⁰Voir Hong (1999), Sterner & Bartelings (1999), Jenkins *et al.* (2003), Dijkgraaf & Gradus (2004), Kipperberg (2007).

de recyclage des déchets ménagers et donc diminue le taux de stockage des déchets ménagers¹¹.

Or, comme le montre la figure 4, les déchets ménagers sont la principale composante des déchets municipaux dans les pays de l'UE 15. Par conséquent, si les différences de politique de tarification du service de gestion des déchets affectent la répartition des modes de traitement des déchets ménagers, elles contribuent à expliquer les écarts de taux de stockage des déchets municipaux entre les pays de l'UE 15.

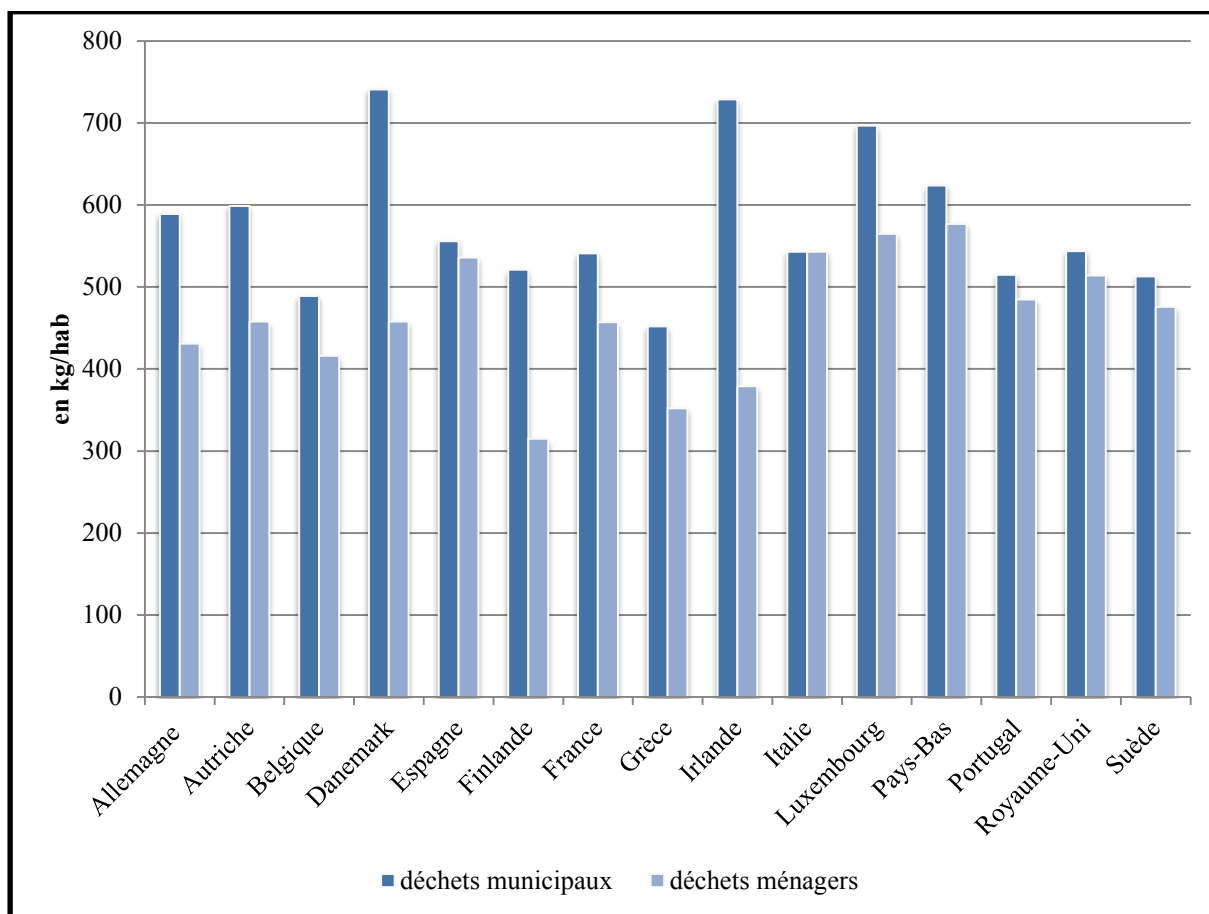


Figure 4 : Comparaison des quantités de déchets municipaux et de déchets ménagers par habitant dans les pays de l'UE 15 en 2010

Dans la section suivante, nous prenons un échantillon de six pays de l'UE 15 : Allemagne, Autriche, Belgique, Espagne, France et Italie. Ces pays sont caractérisés par des taux différents de diffusion de la TI. Depuis le début des années 1990, la TI s'est largement diffusée en Allemagne, en Autriche et en Belgique et elle s'est peu diffusée en Espagne, en

¹¹A l'échelle microéconomique, le choix de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers influence également la quantité de déchets ménagers (Fullerton & Kinnaman, 1996; Linderhof, Kooreman, Allers, & Wiersma, 2001).

France et en Italie¹². A partir de cet échantillon, nous montrons que la diffusion de la TI participe au recul du taux de stockage des déchets municipaux. En prenant l'exemple de la collecte séparée des déchets d'emballages ménagers, nous montrons que la TI agit sur le taux de stockage des déchets municipaux en stimulant l'effort de tri des ménages¹³.

2 Comparaison de l'efficacité des politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers

Dans cette section, nous présentons les différentes politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers dans les six pays de notre échantillon¹⁴. Ensuite, nous comparons l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010 dans ces six pays. Cette comparaison souligne que le taux de stockage des déchets municipaux est plus faible dans les pays où la TI est largement diffusée.

Pour confirmer que cet effet provient d'une hausse de l'effort de tri des ménages, nous prenons l'exemple de la collecte séparée des déchets d'emballages ménagers. Dans les six pays de notre échantillon, nous comparons les taux de recyclage des déchets d'emballages¹⁵. Le taux de recyclage nous semble une meilleure mesure de l'effort de tri des ménages que le taux de valorisation¹⁶. Le taux de valorisation inclut la valorisation énergétique qui ne nécessite pas la mise en place de collecte séparée, donc d'effort de tri des ménages. Nous montrons alors que le taux de recyclage des déchets d'emballages est plus élevé dans les pays de notre échantillon où la TI est largement diffusée.

Nous commençons par présenter les différentes politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers.

¹²Pour établir cette caractérisation, nous nous sommes appuyés sur deux sources : ADEME (2005) et Bio Intelligence Service (2012).

¹³La Directive 94/62/CE impose aux pays membres de l'UE de mettre en place une collecte séparée pour les déchets d'emballages ménagers.

¹⁴Pour une analyse plus détaillée de la gestion des déchets en Allemagne voir Vehlow (1996), en Autriche voir Klien & Loser (2009), en Belgique voir Collignon & Gathon (2010), en Espagne voir Dizy Menéndez & Ruiz Canete (2010) et en Italie voir Massarutto (2010).

¹⁵Le site internet de la statistique européenne, *Eurostat*, ne différencie pas les déchets d'emballages provenant des ménages des déchets d'emballages provenant des entreprises. Par conséquent, nos résultats concernant le lien entre le taux de diffusion de la TI et l'évolution du taux de recyclage des déchets d'emballages sont à interpréter avec précaution.

¹⁶Le taux de recyclage correspond au rapport entre la quantité d'emballages recyclés et la quantité d'emballages produits.

2.1 Les politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers

Nous détaillons d'abord les différents systèmes de TNI, puis les différents systèmes de TI.

2.1.1 Les systèmes de TNI

Dans le cas d'une TNI, le prix payé par chaque ménage ne dépend pas de sa demande en service de gestion des déchets ménagers. Ce prix est calculé à partir de l'une des deux assiettes suivantes : la valeur locative du logement ou la taille du ménage.

Dans le premier cas, le prix payé par le ménage correspond à un pourcentage de la valeur locative de son logement. Ce pourcentage est déterminé par la municipalité. Par exemple, pour un taux de 5%, un ménage vivant dans un logement dont la valeur locative annuelle est de 5000 euros paie un prix annuel de 250 euros pour financer le service de gestion des déchets ménagers.

Dans le second cas, le prix payé par le ménage est une fonction croissante de sa taille. Généralement, le prix n'augmente pas de manière linéaire avec le nombre de personnes dans le ménage. Par exemple, un ménage composé d'une personne paie 130 euros par an, un ménage composé de deux personnes paie 200 euros par an et un ménage composé de trois personnes paie 250 euros par an.

Nous présentons maintenant les différents systèmes de TI¹⁷.

2.1.2 Les systèmes de TI

Dans le cas d'une TI, le prix payé par le ménage dépend, au moins en partie, de sa demande en service de gestion des déchets ménagers. Trois assiettes permettent de mesurer la demande des ménages en service de gestion des déchets ménagers : le poids des déchets collectés, le volume des déchets collectés et le nombre de collectes des déchets. Ces assiettes sont détaillées dans l'encadré 2.

On distingue trois TI : la TI variable, la TI mixte et la TI semi-variable.

La TI variable : le prix payé par le ménage dépend exclusivement de sa demande en service en gestion des déchets. Ce prix est croissant avec la demande en service en gestion des

¹⁷Pour une analyse plus détaillée des différents systèmes de TI voir Le Bozec (2008).

déchets du ménage. Cette demande est mesurée à partir du poids des déchets collectés, du volume des déchets collectés ou du nombre de collectes des déchets.

La TI mixte : le prix payé par le ménage a deux composantes : une composante fixe, l'assiette étant la valeur locative du logement ou la taille du ménage, et une composante variable, l'assiette étant le poids des déchets ou le volume des déchets ou le nombre de collectes des déchets.

La TI semi-variable : le ménage choisit une offre de service parmi une gamme proposée. Le prix payé par le ménage dépend de l'offre choisie. On distingue trois types d'offre :

- un bac est distribué à chaque ménage, le ménage choisit alors le nombre de collectes parmi une offre de service (par exemple, 20, 40 ou 60 fois par an) et le prix augmente avec le nombre de collectes ;
- le nombre de collectes est imposé aux ménages, chaque ménage choisit la taille de son bac parmi une offre de service (par exemple, 40, 60 ou 120 litres) et le prix augmente avec la taille du bac ;
- le ménage choisit le nombre de collectes, la taille du bac et le prix augmente avec la taille du bac et le nombre de collectes.

A partir de l'évolution du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010, nous comparons les différentes politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers.

Encadré 2 : Les assiettes mesurant la demande en service de gestion des ménages

Le poids des déchets collectés : Cette assiette nécessite la mise en place de la pesée embarquée, chaque camion est équipé d'un système de pesée et un bac de collecte est distribué à chaque ménage¹⁸. A chaque levée, les déchets contenus dans le bac sont pesés.

Le volume des déchets collectés : Pour mesurer le volume des déchets produits par un ménage, il existe trois possibilités :

- les sacs payants, les ménages achètent ces sacs soit directement auprès de la municipalité, soit auprès de revendeurs agréés par la municipalité ;
- les autocollants payants, les ménages achètent ces autocollants soit auprès de la municipalité, soit auprès de revendeurs agréés par la municipalité ;
- la distribution de bacs, la municipalité distribue à chaque ménage un bac, le volume du bac est choisi par le ménage ou imposé par la municipalité.

Le nombre de collectes : la municipalité compte le nombre de fois où un ménage présente des déchets à la collecte.

2.2 Politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers et taux de stockage des déchets municipaux

Dans cette sous-section, nous montrons que le taux de stockage des déchets municipaux est plus faible dans les pays où la TI est largement diffusée. La figure 5 représente l'évolution du taux de recyclage des déchets municipaux sur la période 1995-2010 pour les six pays de l'échantillon.

¹⁸Le bac de collecte contient une puce permettant l'identification de son propriétaire.

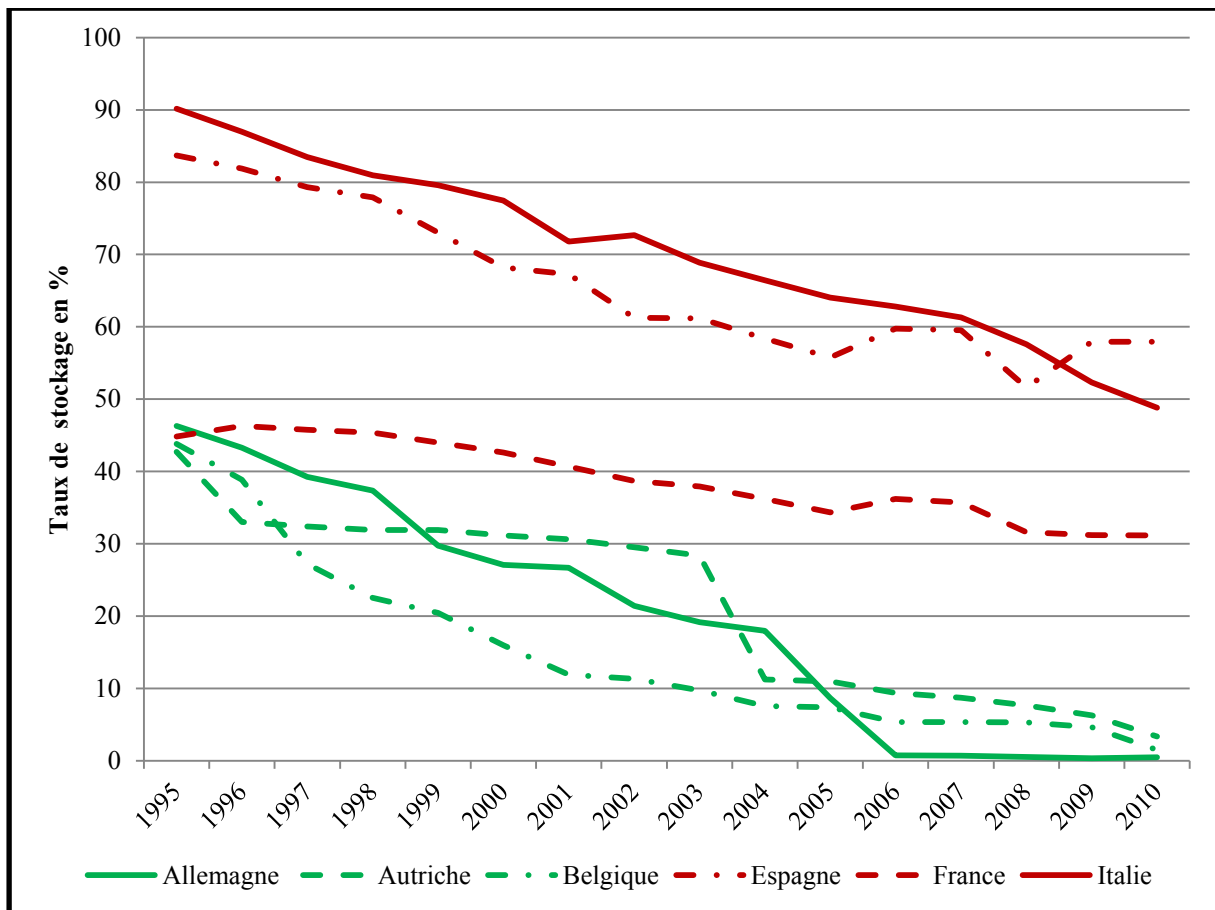


Figure 5 : Evolution du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010

Depuis 1995, le taux de stockage des déchets municipaux a diminué dans les six pays de notre échantillon. En 2010, le stockage des déchets municipaux a quasiment disparu en Allemagne, en Autriche et en Belgique, pays où la TI est largement diffusée. En revanche, à la même date, le taux de stockage des déchets municipaux est compris entre 50% et 60% en Espagne et en Italie, et il est d'environ 30% en France. Dans ces trois pays, la TI est peu diffusée.

Ces évolutions semblent montrer qu'une large diffusion de la TI participe au recul du taux de stockage des déchets municipaux.

Ce constat est plus explicite si nous comparons le taux de stockage des déchets municipaux en France avec les taux de stockage des déchets municipaux en Allemagne, en Autriche et en Belgique. En 1995, le taux de stockage des déchets municipaux est très similaire dans ces quatre pays. Par contre, en 2010, le taux de stockage des déchets municipaux est quasiment nul en Allemagne, en Autriche et en Belgique, alors qu'il reste important en France.

En conclusion, la diffusion de la TI semble être un facteur explicatif du recul du taux de stockage des déchets municipaux. Dans la sous-section suivante, en prenant l'exemple des

déchets d’emballages ménagers, nous montrons que la diffusion de la TI participe au recul du stockage des déchets municipaux en augmentant l’effort de tri des ménages.

2.3 TI et effort de tri des ménages

Dans cette sous-section, en prenant l’exemple des déchets d’emballages ménagers qui font l’objet d’une collecte séparée gratuite pour les ménages, nous montrons que la TI stimule l’effort de tri des ménages. Nous commençons par présenter le mécanisme de financement de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers. Ensuite, nous montrons que le taux de recyclage des déchets d’emballages est plus élevé dans les pays où la TI est largement diffusée. Ce résultat semble indiquer que le ménage participe plus activement au tri dans les pays où la TI est largement diffusée.

2.3.1 Le financement de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers

Dans les six pays de notre échantillon, le coût de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers, non-couvert par les recettes provenant de la valorisation de ces déchets, est financé par le biais d’une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP). Dans le cas d’une REP, le coût de la collecte séparée est supporté par les producteurs de biens dont la consommation par les ménages génère des déchets d’emballages. La mise en place d’une REP pour les déchets d’emballages ménagers date de 1991 en Allemagne, de 1992 en Autriche et en France, de 1997 en Belgique et en Italie et de 1998 en Espagne.

Dans ces six pays, les producteurs ont la possibilité d’assumer individuellement ou collectivement leur responsabilité. Dans le premier cas, chaque producteur assure la collecte des déchets d’emballages ménagers provenant des biens qu’il a mis sur le marché, on parle de REP individuelle. Dans le second cas, les producteurs s’organisent collectivement pour assurer la collecte des déchets d’emballages ménagers, on parle de REP collective.

Dans les six pays de notre échantillon, les producteurs ont massivement choisi de mettre en place une REP collective¹⁹. Une REP collective se matérialise par la création d’un ou plusieurs éco-organismes chargés de financer le coût de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers. En adhérant à un éco-organisme, les producteurs sont déchargés de

¹⁹Pour caractériser la gestion des déchets d’emballages dans les six pays de notre échantillon, nous avons utilisé les sources suivantes : European Commission (2001), ADEME (2003), European Environment Agency (2005) et ADEME (2009).

toute responsabilité concernant le financement de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers. En contrepartie, ils versent des contributions à l’éco-organisme auquel ils adhèrent. Ces contributions dépendent de la part en poids des différents matériaux composant l’emballage et doivent permettre de financer le coût de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers.

Dans chaque pays de notre échantillon, un éco-organisme est largement majoritaire en termes d’adhérents : le *Dual System of Deutschland* en Allemagne, *Alstoff Recycling Austria* en Autriche, *Fost Plus* en Belgique, *Ecoembes* en Espagne, *Eco-emballage* en France et le *Conorzio Nazionale Imballaggi* en Italie. Le tableau 1 présente les contributions des producteurs, en euro par tonne, versées au principal éco-organisme²⁰ :

	plastique	verre	Aluminium	acier	Papier/carton
Allemagne	1296	74	733	733	175
Autriche	560	71	360	220	95
Belgique	109	23	40	47	18
Espagne	420	19,7	102	85	68
Italie	110	17,8	45	26	10
France	280	12	92,8	31,5	163

Tableau 1 : Montant des contributions versées à l’éco-organisme majoritaire en euro par tonne

Le montant des contributions varie en fonction de la recyclabilité du matériau. Par exemple, dans les six pays, le montant de la contribution pour le verre (facilement recyclable) est inférieur au montant de la contribution pour le plastique (difficilement recyclable). Par contre, pour un même matériau, les contributions varient fortement d’un pays à l’autre. Par exemple, pour le plastique, le montant de la contribution est de 1296 euros par tonne en Allemagne et de 109 euros par tonne en Belgique. Globalement, le montant des contributions est plus élevé en Allemagne et en Autriche que dans les quatre autres pays. Ces écarts s’expliquent, au moins en partie, par les missions confiées à l’éco-organisme.

En Allemagne et en Autriche, l’éco-organisme a une responsabilité unique : il assure la mise en place de la collecte séparée des déchets d’emballages ménagers, en parallèle de la collecte traditionnelle, et il en supporte l’intégralité du coût. En Belgique, en Espagne, en France et en

²⁰Les données proviennent de Pro Europe (2013) sauf pour l’Allemagne. Pour l’Allemagne, les données proviennent du *Dual System of Deutschland* et sont valables pour l’année 2010.

Italie, l'éco-organisme a une responsabilité partagée : la mise en place de la collecte séparée est de la responsabilité des municipalités et l'éco-organisme couvre les coûts de mise en place de la collecte séparée. En Belgique et en Italie, l'éco-organisme prend en charge l'intégralité du coût de mise en place de la collecte séparée. En Espagne et en France, l'éco-organisme couvre seulement le surcoût lié à la mise en place de la collecte séparée. Ce surcoût se mesure comme la différence entre le coût de la collecte séparée et le coût de la collecte traditionnelle. Le montant des contributions est donc plus élevé dans le cas d'une responsabilité unique de l'éco-organisme que dans le cas d'une responsabilité partagée de l'éco-organisme avec les municipalités.

Le montant des contributions dépend donc de deux éléments : la recyclabilité du matériau et les missions confiées à l'éco-organisme.

Nous décrivons maintenant l'évolution du taux de recyclage des déchets d'emballage dans les six pays de notre échantillon.

2.3.2 Evolution du taux de recyclage des déchets d'emballages

La figure 6 représente l'évolution du taux de recyclage des déchets d'emballages sur la période 1997-2010.

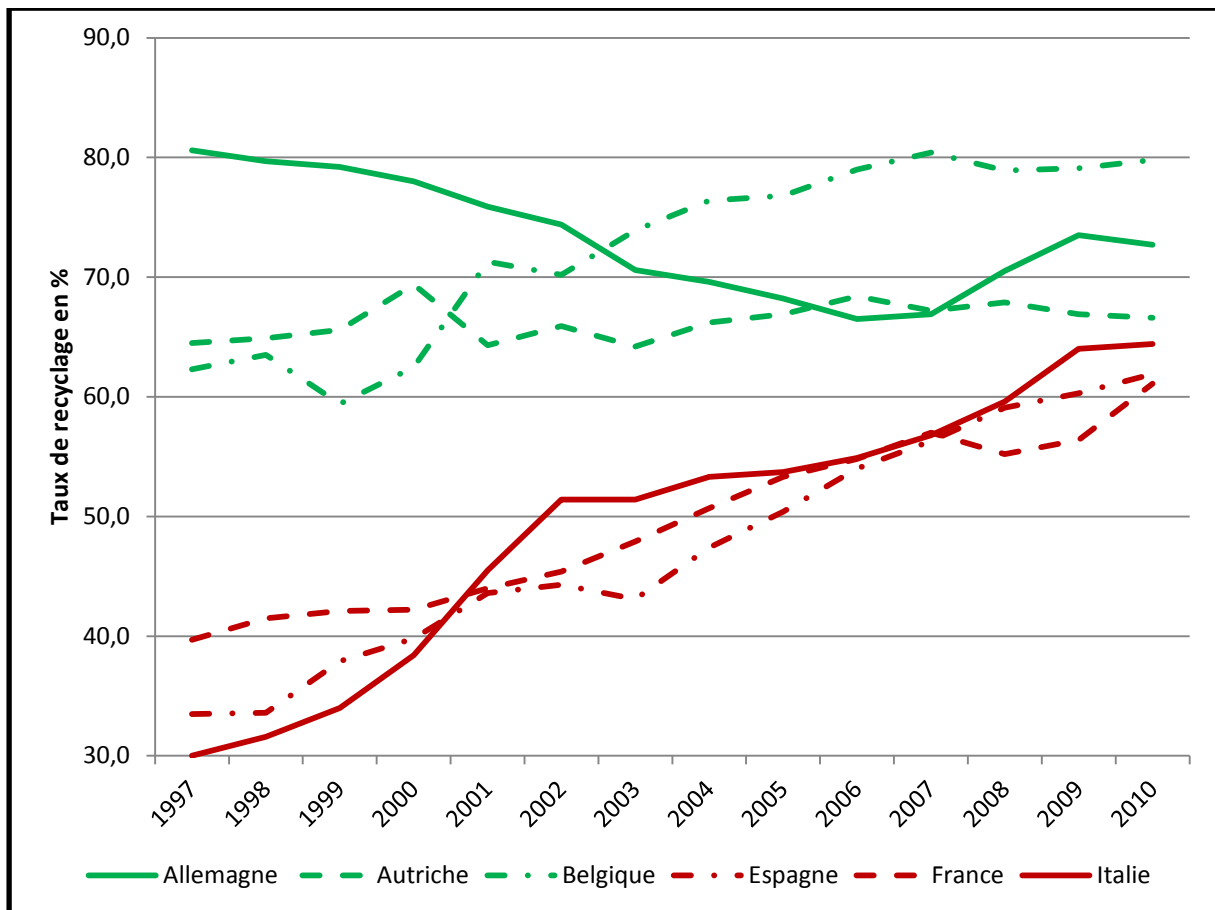


Figure 6 : Evolution du taux de recyclage des déchets d’emballage entre 1997 et 2010

Depuis 1997, le taux de recyclage des déchets d’emballages a progressé dans cinq des six pays de notre échantillon. Cette évolution souligne que la mise en place d’une collecte séparée entraîne une hausse de l’effort de tri des ménages indépendamment de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers.

Par contre, depuis 1997, le taux de recyclage des déchets d’emballages est plus élevé en Allemagne, en Autriche et en Belgique, qu’en Espagne, en Italie et en France. Cette comparaison indique que l’effort de tri des ménages est plus élevé dans les pays où la TI est largement diffusée.

En conclusion, la mise en place d’une collecte séparée financée par une REP entraîne généralement une hausse de l’effort de tri des ménages. De plus, l’effort de tri des ménages est accentué si la TI est largement diffusée.

Les Directives cadres successives relatives à la gestion des déchets ont défini un cadre réglementaire commun aux pays membres de l'UE. Chaque pays membre de l'UE élabore sa politique de déchets dans le respect de ce cadre. En prenant l'exemple de la gestion des déchets municipaux, nous avons proposé une mesure du degré d'harmonisation des politiques nationales de déchets des pays de l'UE 15. Dans le cas des déchets municipaux, nous avons montré que l'élaboration d'un cadre commun pour la gestion des déchets n'a pas entraîné une harmonisation totale des politiques de déchets des pays membres de l'UE 15, des différences persistent. Si ces différences n'influencent pas la quantité de déchets municipaux par habitant, elles influencent la répartition des modes de traitement des déchets municipaux. Afin de montrer qu'il existe des différences entre les politiques nationales de déchets des pays membres de l'UE 15 et que ces différences influencent la répartition des modes de traitement des déchets municipaux, nous avons pris l'exemple de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers.

La politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers est de la responsabilité des municipalités. Cette politique détermine le prix par les ménages pour utiliser le service de gestion des déchets ménagers. Le prix payé par les ménages doit permettre à la municipalité de financer la partie du coût de gestion des déchets ménagers qui n'est pas couverte par les recettes provenant de leur valorisation. Deux mécanismes permettent de calculer ce prix : la TNI et la TI.

A partir d'un échantillon de six pays caractérisés par des taux différents de diffusion de la TI, nous avons montré que la diffusion de la TI participe au recul du taux de stockage des déchets municipaux. Ce résultat s'explique par l'effet de la TI sur l'effort de tri des ménages. Une TI accentue l'effort de tri des ménages, ce qui augmente les quantités de déchets collectés séparément. Les déchets collectés séparément étant principalement recyclés, une hausse de la quantité de déchets collectés séparément diminue le taux de stockage. Pour démontrer l'effet de la TI sur l'effort de tri des ménages, nous avons pris l'exemple des déchets d'emballages ménagers.

Dans les six pays de notre échantillon, les déchets d'emballages ménagers sont collectés séparément et cette collecte est gratuite pour les ménages, elle est financée par une REP. La mise en place d'une collecte séparée financée par une REP entraîne une hausse du taux de recyclage des déchets d'emballages, indépendamment du choix de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers. Par contre, le taux de recyclage des déchets d'emballages est plus élevé dans les pays où la TI est largement diffusée.

En conclusion, le choix de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers est un élément de la politique de déchets qui influence le taux de stockage des déchets municipaux. En effet, la mise en place d'une TI plutôt qu'une TNI, accentue l'effort de tri des ménages ce qui augmente les quantités de déchets collectés séparément et diminue le taux de stockage des déchets municipaux. Nous avons également constaté qu'une collecte séparée financée par une REP accentue l'effort de tri des ménages indépendamment de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers. Ainsi, une TI et/ou une collecte séparée financée par une REP, en augmentant la quantité de déchets recyclés diminuent la quantité de déchets stockés et participent donc au respect de la hiérarchie des priorités concernant la gestion des déchets.

Partant de ce résultat, dans cette thèse, nous cherchons à déterminer, de manière théorique, les conditions maximisant l'efficacité d'une TI et d'une collecte séparée financée par une REP en prenant l'exemple des déchets ménagers.

PLAN DE LA THESE

L'objectif de cette thèse est de déterminer les conditions maximisant l'efficacité de deux instruments de financement du coût de la gestion des déchets ménagers : la Tarification Incitative (TI) et la Responsabilité Elargie des Producteurs (REP). Pour déterminer les conditions maximisant l'efficacité de ces instruments, cette thèse se divise en deux parties.

Dans une première partie, nous analysons l'efficacité de ces deux instruments en représentant l'économie à l'aide d'un modèle d'équilibre général et en supposant que tous les marchés sont concurrentiels. Dans cette économie, un bien est produit et les producteurs ne mettent pas en place de stratégies de différenciation. La consommation de ce bien entraîne la production de déchets. Ces déchets sont soit recyclés, soit éliminés. L'élimination des déchets provoque un dommage environnemental qui n'est pas pris en compte par le marché, ce qui génère des externalités. Ces externalités affectent négativement l'utilité des ménages. Dans un premier cas, les quantités de déchets recyclés et éliminés dépendent des dépenses en recyclage (chapitre 1). Dans un second cas, les quantités de déchets recyclés et éliminés dépendent des dépenses en éco-conception (chapitre 2). Dans les deux cas, nous montrons qu'une REP ou une TI décentralise l'optimum social si, respectivement, les producteurs ou les ménages supportent le Coût Marginal Social (CMS) d'élimination des déchets.

Dans une seconde partie, nous analysons l'efficacité d'une tarification au CMS de gestion des déchets en présence de stratégies de différenciation des producteurs. Ces stratégies de différenciation permettent aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché. Le marché du bien correspond à un duopole et les producteurs se font concurrence par les prix. Les consommateurs ont des préférences différentes pour la qualité et chaque producteur propose une qualité différente d'un même bien. Chaque producteur détermine donc la qualité puis le prix de son bien. Sur ce marché, nous analysons les conséquences de l'introduction d'une REP, caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets à court terme (chapitre 3), puis à long terme (chapitre 4). Quelque soit l'horizon temporel, une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social. A long terme, une politique optimale implique que le coût de gestion des déchets supporté par les producteurs varie en fonction des préférences des consommateurs pour la qualité.

**Partie 1 : Responsabilité élargie des
producteurs, tarification incitative et
gestion optimale des déchets ménagers**

INTRODUCTION DE LA PARTIE 1

Dans cette première partie, nous prenons l'exemple d'une municipalité composée de n ménages identiques²¹. Chaque ménage achète un bien dont la consommation entraîne la production de déchets²². Ces déchets sont collectés puis traités. Dans ce modèle, nous considérons deux modes de traitement : le recyclage et l'élimination.

Le recyclage correspond aux opérations de transport, de séparation, de nettoyage et de valorisation. Les opérations de séparation et de nettoyage correspondent aux opérations permettant d'extraire du flux de déchets, les matières qui feront l'objet d'une valorisation. La valorisation entraîne la perte du statut de déchet, les déchets valorisés par recyclage deviennent des Matières Premières Secondaires (MPS). Nous notons r la quantité de déchets transformés en MPS.

L'élimination correspond aux opérations de collecte et de stockage. Nous notons g la quantité de déchets éliminés. Le stockage des déchets est la source de dommages environnementaux et sanitaires. On peut distinguer les pollutions locales qui affectent uniquement les ménages vivants à proximité de l'installation d'un centre de stockage, et les pollutions globales qui affectent un plus grand nombre de ménages.

Les pollutions locales correspondent aux nuisances sonores et olfactives liées à la proximité d'un centre de stockage. En plus de ces nuisances, les ménages résidants à proximité d'un centre de stockage subissent des pertes économiques. Par exemple, la valeur d'un bien immobilier est plus faible s'il se situe à proximité d'un centre de stockage. Ces nuisances et pertes économiques génèrent un comportement connu sous le nom de « Not In My BackYard ». Ce comportement traduit l'hostilité des populations à la construction d'une installation de traitement des déchets à proximité de leur domicile. Les pollutions globales affectent la qualité de l'eau, des sols et de l'air. Par exemple, l'exploitation d'un centre de stockage détériore la qualité du sol. Pour limiter les conséquences des pollutions globales sur l'environnement et la santé, des coûts de dépollution doivent être engagés. Or, les pertes

²¹Dans ce modèle, nous considérons une seule municipalité qui applique une Tarification Incitative (TI). Pour une modélisation avec plusieurs municipalités, certaines appliquant une TI et d'autres une Tarification Non-Incitative (TNI), voir Glachant (2005).

²²Dans cette partie, nous supposons que l'activité de production du bien ne génère aucun déchet. La prise en compte de déchets provenant du processus de production ne modifie pas fondamentalement les conclusions du modèle (Walls & Palmer, 2001).

économiques liées aux pollutions locales et les coûts de dépollution ne sont pas toujours pris en compte par le marché. Ces pollutions locales et globales peuvent donc être la source d'externalités.

Dans cette première partie, nous considérons que le stockage des déchets génère un dommage environnemental qui affecte négativement l'utilité de chaque ménage. Nous supposons que l'impact du dommage environnemental sur l'utilité des ménages n'est pas pris en compte par le marché, on est donc en présence d'externalités. Dans ce contexte, à l'aide d'un modèle d'équilibre général en statique²³ et en supposant que tous les marchés sont concurrentiels, nous analysons l'efficacité d'une TI et d'une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP).

Ce modèle représente une économie qui se compose de producteurs, de ménages et de collecteurs ; les collecteurs correspondent aux agents assurant la collecte et le stockage des déchets. Les producteurs, les ménages et les collecteurs disposent d'une information parfaite et ils sont tous supposés rationnels. Dans cette économie, chaque ménage achète une quantité q d'un bien de consommation courante. La consommation de cette quantité entraîne la production d'une quantité d de déchets. Cette quantité de déchets est supposée égale à la quantité de biens consommés, d'où l'égalité suivante :

$$q = d \quad (1)$$

En supposant que tous les déchets sont soit recyclés, soit éliminés nous pouvons écrire l'égalité suivante :

$$d = g + r \quad (2)$$

Dans ce modèle, la consommation d'une unité du bien entraîne la production d'une unité de déchet. Cette unité de déchet est soit recyclée, soit éliminée. On peut donc résumer les égalités (1) et (2) à l'égalité suivante :

$$q = g + r \quad (3)$$

Cette égalité correspond ce que l'on nomme une balance matérielle²⁴. Cette balance matérielle traduit une égalité en termes de poids et elle repose sur les deux hypothèses suivantes :

²³Dans ce modèle, nous considérons un seul bien : un bien de consommation courante. Généralement, les biens de consommation courante entraînent immédiatement la production de déchets. Pour ce type de bien, une modélisation en statique est donc adaptée. En revanche, pour les biens dont la consommation génère des déchets sur plusieurs périodes une vision en dynamique comme celle proposée par Eichner & Runkel (2003, 2005) est préférable.

²⁴L'utilisation d'une balance matérielle est courante dans la littérature (Aalbers & Vollebergh, 2008; Eichner & Pethig, 2001; Kinnaman, 2010; Palmer & Walls, 1997).

- la quantité de déchets est nécessairement égale à la quantité de biens, aucune réduction à la source n'est possible ;
- une unité de déchet est soit recyclée, soit éliminée et ces deux modes de traitement sont parfaitement substituables.

Dans l'encadré 3, nous présentons une modélisation alternative à la balance matérielle proposée par Fullerton & Kinnaman (1995). Toutefois, les conclusions de Fullerton & Kinnaman (1995) concernant l'efficacité d'une TI et d'une REP sont identiques à celles obtenues avec une balance matérielle.

A partir de ce modèle, nous déterminons les conditions maximisant l'efficacité d'une TI et d'une REP en présence d'un dommage environnemental liées au stockage des déchets qui génère des externalités. Dans le cas d'une TI, les ménages supportent le coût de gestion des déchets et ils disposent d'une technologie leur permettant de transformer une partie des déchets en MPS²⁵. Les déchets transformés en MPS sont revendus aux producteurs qui les utilisent comme facteurs de production. Le recyclage permet de diminuer la quantité de déchets et donc le coût supporté par les ménages. Dans le cas d'une REP, les producteurs supportent le coût de gestion des déchets. Les producteurs collectent les déchets provenant des ménages, et ils disposent d'une technologie leur permettant de transformer une partie de ces déchets en MPS. Les producteurs utilisent les MPS comme facteurs de production. Le recyclage permet de diminuer la quantité de déchets et donc le coût supporté par les producteurs.

En l'absence de régulation, l'équilibre économique ne correspond pas à l'optimum social dans le cas d'une TI (Fullerton & Kinnaman, 1995; Fullerton & Wu, 1998; Eichner & Pethig, 2001; Kinnaman, 2010) comme dans le cas d'une REP (Fullerton & Wu, 1998). A l'équilibre économique non-régulé, aucun agent ne supporte le coût du dommage environnemental provenant du stockage des déchets. L'intervention du régulateur est donc nécessaire pour internaliser ce coût.

²⁵On peut penser au compostage domestique. Les ménages compostent leurs déchets alimentaires et ils jettent les emballages qui contenaient les biens alimentaires. Les ménages revendent le compost aux agriculteurs. Ces agriculteurs utilisent ce compost comme facteur de production pour produire de nouveaux fruits ou légumes.

Encadré 3 : La fonction de consommation

A la place d'une balance matérielle, Fullerton & Kinnaman (1995) proposent une fonction de consommation de la forme $q = q(r, g)$. Fullerton & Kinnaman (1995) définissent cette fonction comme quasi-concave. Graphiquement, elle peut se représenter de la manière suivante :

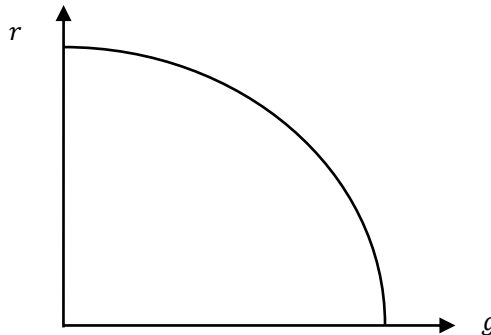


Figure 7 : Représentation de la fonction de consommation de Fullerton & Kinnaman (1995)

Cette fonction de consommation est similaire à une fonction de production. Elle représente l'ensemble des couples (r, g) permettant d'atteindre un même niveau de consommation. Cette fonction de consommation implique des hypothèses différentes de celles liées à la balance matérielle.

Cette fonction de consommation tient compte d'une capacité de réduction à la source de la quantité de déchets. La quantité de déchets n'étant pas forcément égale à la quantité de biens consommés. Cette hypothèse est facilement prise en compte dans le cas d'une balance matérielle. Pour cela, il suffit de poser une égalité de la forme suivante $q(1 - \alpha) = d$. Dans cette égalité, α est compris entre 0 et 1 et traduit la capacité de réduction à la source. Ainsi, $\alpha = 0$ traduit une absence de réduction à la source et $\alpha = 1$ implique une réduction à la source totale. La prise en compte d'une possible réduction à la source ne modifie pas les conclusions du modèle concernant l'efficacité d'une TI et d'une REP.

Cette fonction de consommation traduit la plus ou grande facilité à transformer une unité de déchet en MPS. Avec cette fonction de consommation, les deux modes de traitement ne sont pas parfaitement substituables. La remise en cause de la parfaite substituabilité modifie les conditions caractérisant l'équilibre économique et l'optimum social. Dans le cas d'une balance matérielle, l'utilité marginale provenant de la dernière unité de déchet est forcément égale à l'utilité marginale provenant de la dernière unité de MPS. Dans le cas d'une fonction de consommation, l'utilité marginale provenant de la dernière unité de déchet n'est pas forcément égale à l'utilité marginale provenant de la dernière unité de MPS. Toutefois, les conclusions concernant l'efficacité d'une TI et d'une REP sont identiques.

Pour internaliser le coût du dommage environnemental, l'efficacité de deux instruments économiques a été analysée²⁶ :

- une taxe sur la quantité de déchets collectés, cette taxe est prélevée sur l'agent qui supporte le coût de gestion des déchets – les ménages dans le cas d'une TI, les producteurs dans le cas d'une REP – nous parlerons de **taxe sur la collecte** ;
- une taxe sur la quantité de déchets éliminés, cette taxe est prélevée sur l'agent qui assure les opérations de stockage, les collecteurs dans notre modèle, nous parlerons de **taxe sur le stockage**.

Dans le cas d'une TI, une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets décentralise l'optimum social (Fullerton & Kinnaman, 1995; Fullerton & Wu, 1998; Calcott & Walls, 2000; Kinnaman, 2010). Egalement, une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets décentralise l'optimum social (Eichner & Pethig, 2001; Eichner & Pethig, 2003; Kinnaman, 2010).

Dans le cas d'une REP, une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets décentralise l'optimum social (Fullerton & Wu, 1998). Par contre, dans le cas d'une REP, l'efficacité d'une taxe sur le stockage n'a pas été étudiée à notre connaissance. Ainsi, dans cette première partie, nous complétons la littérature en démontrant qu'une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social dans le cas d'une REP. Ce résultat nous permet d'établir la proposition suivante :

Proposition 1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, une taxe sur la collecte a la même efficacité qu'une taxe sur le stockage : ces deux taxes décentralisent l'optimum social si leur taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

La démonstration de cette proposition est particulièrement intéressante pour les économies où cohabitent une TI et une REP²⁷. Dans ce contexte, une taxe sur le stockage semble plus simple à administrer qu'une taxe sur la collecte. En effet, une taxe sur le stockage s'applique indifféremment à tous les déchets stockés alors qu'une taxe sur la collecte doit différencier les

²⁶Dans cette thèse, nous ne traitons pas du cas de la consigne. La consigne est un instrument plus coûteux à administrer qu'une taxe sur la quantité de déchets collectés ou éliminés (Dinan, 1993). Dans la pratique, la consigne est utilisée pour permettre la réutilisation de certains emballages de boisson. Ce modèle ne traitant pas du cas de la réutilisation, nous n'analysons pas l'efficacité de la consigne. L'efficacité de la consigne pour décentraliser l'optimum social a été démontrée en complément d'une TI (Walls & Palmer, 2001) ou en substitut d'une TI (Dinan, 1993; Palmer & Walls, 1997; Calcott & Walls, 2000).

²⁷Comme nous l'avons vu dans le chapitre introductif, la cohabitation d'une TI et d'une REP est courante dans les Etats membres de l'Union Européenne (UE).

déchets soumis à une TI des déchets soumis à une REP. Les coûts d'administration d'une taxe sur la collecte semblent donc plus importants que ceux d'une taxe sur le stockage.

Dans cette première partie, nous démontrons la proposition 1 en considérant deux hypothèses : la quantité de MPS dépend des dépenses en recyclage et la quantité de MPS dépend des dépenses en éco-conception. La première hypothèse est développée dans le chapitre 1 et la seconde hypothèse est développée dans le chapitre 2.

Chapitre 1 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en recyclage

Le modèle présenté dans ce chapitre représente une municipalité où vivent n ménages identiques. Chaque ménage consomme une quantité q du bien ce qui génère une quantité d de déchets. La quantité de déchets a le même poids que la quantité de biens et ces déchets sont soit éliminés, soit recyclés. En notant r la quantité de déchets recyclés et g la quantité de déchets éliminés, nous obtenons alors l'égalité suivante :

$$q = r + g \quad (1.1)$$

Dans ce chapitre, la quantité de déchets recyclés dépend de la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage : une hausse de la quantité de travail augmente la quantité de Matières Premières Secondaires (MPS). Ainsi, les dépenses en recyclage représentent le coût de la quantité de travail nécessaire à la réalisation des opérations de recyclage (Kinnaman, 2010).

En considérant que la quantité de MPS dépend de la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage, nous analysons l'efficacité d'une taxe sur le stockage et d'une taxe sur la collecte, en complément d'une Tarification Incitative (TI) ou d'une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP). Dans le cas d'une TI, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si son taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets (Kinnaman, 2010). En revanche, ni l'efficacité d'une taxe sur la collecte ni l'efficacité d'une taxe sur le stockage n'ont été analysées dans le cas d'une REP en considérant que la quantité de MPS dépend des dépenses en recyclage.

Dans ce chapitre, nous confirmons le résultat de Kinnaman (2010) et nous le généralisons au cas d'une REP. Ainsi, nous démontrons la proposition suivante :

Proposition 1.1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, et lorsque la quantité de MPS dépend uniquement des dépenses en recyclage, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si son taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Ce chapitre se divise en quatre sections. Dans la section 1, nous détaillons les hypothèses du modèle. Dans la section 2, nous déterminons les conditions caractérisant l'optimum social. Dans les sections 3 et 4, nous présentons les conditions caractérisant l'équilibre économique non-régulé dans le cas d'une REP et dans le cas d'une TI. Pour chaque cas, nous comparons les conditions caractérisant l'optimum social avec les conditions caractérisant l'équilibre économique non-régulé afin de déterminer si une taxe sur le stockage ou une taxe sur la collecte permet de décentraliser l'optimum social.

1 Le modèle

Dans ce modèle, chaque ménage consomme une quantité q d'un bien. La production du bien nécessite du travail, noté l_q et des MPS, notées r . La consommation d'une quantité q du bien génère une quantité d de déchets. Une quantité r de déchets est recyclée et une quantité g de déchets est éliminée. Les opérations de recyclage et les opérations d'élimination des déchets demandent uniquement du travail, noté respectivement l_r et l_g .

Cette économie est donc divisée en trois secteurs :

- le secteur de production du bien ;
- le secteur du recyclage ;
- le secteur de l'élimination des déchets.

Dans cette section, nous détaillons les hypothèses relatives à chaque secteur en commençant par le secteur de la production, puis le secteur du recyclage et enfin le secteur de l'élimination des déchets. Nous terminons en présentant les hypothèses concernant le marché du travail. Ce marché permet de boucler le modèle.

1.1 Le secteur de la production

La production du bien nécessite deux facteurs de production : du travail l_q et des MPS r . La fonction de production s'écrit donc :

$$q = f(l_q, r) \quad (1.2)$$

La productivité marginale des facteurs de production est positive ($f_{l_q} > 0, f_r > 0$) et décroissante ($f_{l_q l_q} < 0, f_{rr} < 0$).

1.2 Le secteur du recyclage

Le recyclage des MPS nécessite un seul input : du travail l_r . La technologie de recyclage s'écrit donc :

$$r = r(l_r) \quad (1.3)$$

Une unité supplémentaire de travail augmente la quantité de MPS ($r_{l_r} > 0$) mais à taux décroissant ($r_{l_r l_r} < 0$).

1.3 Le secteur de l'élimination des déchets

L'élimination des déchets nécessite uniquement du travail l_g . Dans ce secteur, la productivité marginale du travail est supposée constante²⁸ et égale à γ . La technologie d'élimination s'écrit de la manière suivante :

$$g = \gamma l_g \quad (1.4)$$

1.4 Le marché du travail

Chaque ménage a une offre de travail que nous supposons inélastique. Nous notons l la quantité de travail d'un ménage. Elle est allouée à la production du bien l_q , au recyclage l_r et à l'élimination des déchets l_g . L'égalité entre l'offre et la demande de travail s'écrit de la manière suivante :

$$l = l_q + l_g + l_r \quad (1.5)$$

Dans la section suivante, nous déterminons les conditions caractérisant l'optimum social.

2 Optimum Social

A l'optimum social, le régulateur cherche à maximiser l'utilité d'un ménage représentatif. Dans son calcul, il prend en compte les externalités provenant du stockage des déchets²⁹. Ces externalités réduisent l'utilité du ménage et dépendent de la quantité totale de déchets stockés. En notant G la quantité totale de déchets stockés et sachant que la municipalité compte n ménages et que chaque ménage produit une quantité g de déchets destinés au stockage, nous pouvons écrire l'égalité suivante :

$$G = ng \quad (1.6)$$

²⁸L'hypothèse d'une productivité marginale constante pour les opérations d'élimination est standard dans la littérature (Fullerton & Kinnaman, 1995; Fullerton & Wu, 1998; Aalbers & Vollebergh, 2008).

²⁹Nous supposons que les externalités liées à l'élimination des déchets proviennent exclusivement de la phase de stockage. En revanche, le recyclage est supposé n'entraîner aucune externalité.

La fonction d'utilité d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$U = U(q, G) \quad (1.7)$$

L'utilité dépend positivement de la quantité de bien consommé ($U_q > 0$) et négativement de la quantité totale de déchets stockés ($U_G < 0$).

Le programme d'optimisation du régulateur consiste à maximiser l'utilité du ménage représentatif (1.7) sous les contraintes du modèle (1.1) – (1.6).

Après substitutions, les conditions caractérisant l'optimum social se résument aux deux égalités suivantes³⁰:

$$\frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} = \frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} \quad (1.8)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (1.9)$$

Nous supposons que l'optimum social est caractérisé par une solution intérieure et unique.

Le multiplicateur de Lagrange λ_k représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte portant sur le temps de travail (1.5) : une unité de travail supplémentaire augmente l'utilité de λ_k unités.

Les conditions (1.8) et (1.9) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité du bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée³¹. A l'optimum, pour la dernière unité de déchet les deux modes de traitement – l'élimination et le recyclage – sont parfaitement substituables.

La condition (1.8) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité de bien consommée (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au Coût Marginal Social (CMS) d'élimination ($1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Le CMS d'élimination se compose du coût marginal privé d'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût du dommage marginal provenant du stockage ($-nU_G/\lambda_k$). Le coût du dommage marginal représente la désutilité pour les n ménages provenant de l'augmentation d'une unité de la quantité totale de déchets stockés. Pour rappel, nous avons supposé que les ménages

³⁰La résolution du programme d'optimisation du régulateur est présentée en annexe (A.1).

³¹Pour rappel, la balance matérielle implique qu'une unité consommée du bien est soit éliminée, soit recyclée.

étaient exposés de manière identique au dommage environnemental provenant du stockage des déchets.

La condition (1.9) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité de bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au coût marginal net de recyclage ($1/r_{l_r} - f_r/f_{l_q}$). Le coût marginal net de recyclage se compose du coût marginal de recyclage ($1/r_{l_r}$) diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}). Le coût marginal de recyclage dépend de la productivité marginale du travail dans le secteur du recyclage (r_{l_r}).

A l'optimum social, les conditions (1.8) et (1.9) impliquent que pour la dernière unité de déchet le CMS d'élimination est égal au coût marginal net de recyclage. Ainsi, en substituant la condition (1.8) dans la condition (1.9) puis en réarrangeant les termes nous obtenons l'égalité suivante :

$$\frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} + \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (1.10)$$

A l'optimum social, la condition (1.10) indique que le bénéfice marginal du recyclage ($1/\gamma - nU_G/\lambda_k + f_r/f_{l_q}$) est égal au coût marginal de recyclage ($1/r_{l_r}$). Le bénéfice marginal de recyclage se compose de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}) et de l'économie provenant de la réduction d'une unité de déchet. Cette économie correspond au CMS d'élimination évité grâce aux opérations de recyclage ($1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Les conditions caractérisant l'optimum social étant déterminées, dans la section suivante, nous déterminons les conditions caractérisant l'équilibre économique dans le cas d'une REP³².

3 L'équilibre économique avec une REP

Avec une REP, les producteurs collectent les déchets auprès des ménages puis ils assurent les opérations de traitement³³. Les producteurs réalisent les opérations de recyclage et financent les opérations d'élimination qui sont assurées par les collecteurs. La figure 8 représente l'organisation de l'économie dans le cas d'une REP.

³²Les calculs permettant de caractériser les conditions de premier ordre de l'équilibre économique dans le cas d'une REP sont présentés en annexe (A.2).

³³Nous supposons que le coût de collecte des déchets des producteurs est nul. Un coût de collecte des déchets positif ne modifie pas les conclusions du modèle.

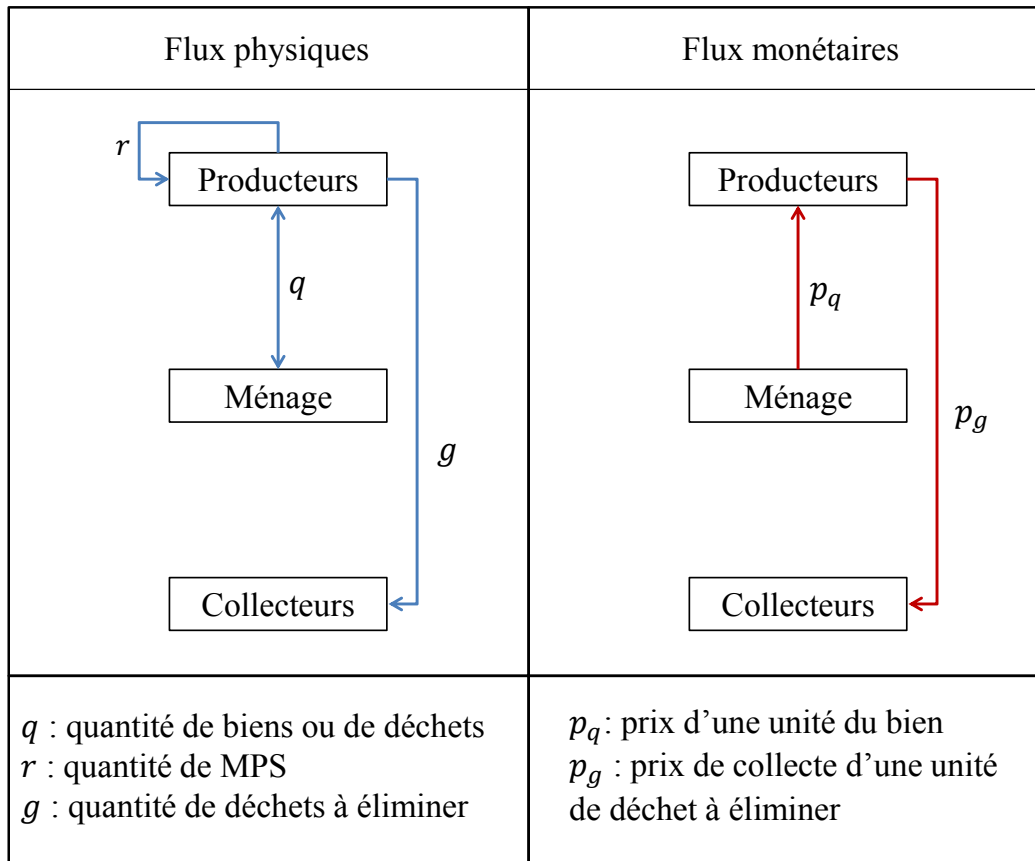


Figure 8 : Organisation de l'économie avec une REP

Un ménage représentatif achète un bien en quantité q . Ce bien est vendu par des producteurs à un prix unitaire p_q . La consommation de ce bien entraîne la production de déchets qui sont collectés gratuitement par les producteurs. Les producteurs collectent une quantité q de déchets, ils en recyclent une quantité r et rejettent une quantité g sous forme de déchets. Les MPS sont utilisées comme facteurs de production. Les déchets sont éliminés par les collecteurs. Les producteurs paient un prix p_g par unité de déchet éliminé.

Dans une première sous-section, nous présentons les conditions d'équilibre des différents agents. A partir de ces conditions, dans une seconde sous-section, nous déduisons les conditions caractérisant l'équilibre économique. Dans une troisième sous-section, nous présentons les politiques optimales.

3.1 Les conditions d'équilibre des agents

Nous notons p_i^* et q_i^* le prix et la quantité d'équilibre sur le marché i ³⁴. Nous présentons successivement les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs.

3.1.1 Les conditions d'équilibre des ménages

L'offre de travail d'un ménage est supposée inélastique. Cette offre de travail est égale à l . Nous prenons le taux de salaire comme numéraire et nous le posons égal à 1.

Un ménage représentatif dépense l'intégralité de son salaire dans l'achat d'une quantité q du bien vendu à un prix p_q .

La contrainte budgétaire s'écrit donc :

$$l = p_q q \quad (1.11)$$

Le ménage représentatif maximise son utilité (1.7) sous sa contrainte budgétaire (1.11). Par contre, ce ménage ne tient pas compte du dommage environnemental généré par sa consommation. Le programme de maximisation de ce ménage s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_q U = U(q, G) \\ \text{sc } l = p_q q \end{cases} \quad (1.12)$$

La résolution de ce programme de maximisation permet de déterminer la condition d'équilibre suivante :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (1.13)$$

Le multiplicateur de Lagrange λ_w représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte budgétaire (1.11) : une unité monétaire supplémentaire augmente l'utilité de λ_w unités.

La condition (1.13) indique qu'à l'équilibre le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w) à son prix (p_q^*).

³⁴Cette notation sera conservée dans toute la première partie de cette thèse.

3.1.2 Les conditions d'équilibre des producteurs

Pour produire une quantité q , un producteur représentatif utilise une quantité r de MPS et une quantité l_q de travail. Il vend cette quantité q à un prix unitaire p_q . Ce producteur assure personnellement les opérations de recyclage à l'aide de la technologie représentée par (1.3) et il délègue les opérations d'élimination aux collecteurs. Le producteur demande une quantité l_r de travail pour les opérations de recyclage, et il paie un prix p_g aux collecteurs pour les opérations d'élimination. De plus, le régulateur peut taxer les producteurs sur chaque unité de déchet prise en charge par les collecteurs. Le taux de cette taxe est noté t_g^{REP} .

La fonction de profit d'un producteur représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_q = p_q q - (p_g + t_g^{REP})g - (l_q + l_r) \quad (1.14)$$

Ce producteur maximise son profit (1.14) sous les contraintes de sa fonction de production (1.2) et de sa technologie de recyclage (1.3), tout en tenant compte de la balance matérielle (1.1).

Son programme de maximisation s'écrit donc :

$$\begin{cases} \max_{q,r,g,l_q,l_r} \pi_q = p_q q - l_q - l_r - (p_g + t_g^{REP})g \\ sc \begin{cases} q = f(l_q, r) \\ r = r(l_r) \\ q = g + r \end{cases} \end{cases} \quad (1.15)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre du producteur découlant de la résolution du programme de maximisation (1.15) peuvent se résumer aux deux égalités suivantes :

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} + (p_g^* + t_g^{REP}) \quad (1.16)$$

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} + \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (1.17)$$

A l'équilibre, les conditions (1.16) et (1.17) démontrent que le prix de vente de la dernière unité de bien est identique quelque soit le mode de traitement de la dernière unité de déchet.

La condition (1.16) indique que le producteur répercute dans le prix du bien (p_q^*), le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$), le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) et le coût de la taxe (t_g^{REP}).

La condition (1.17) indique que le producteur répercute dans le prix du bien, le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) et le coût marginal net de recyclage ($1/r_{l_r} - f_r/f_{l_q}$).

Par conséquent, à l'équilibre le producteur égalise le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) augmenté du coût de la taxe (t_g^{REP}), au coût marginal net de recyclage ($1/r_{l_r} - f_r/f_{l_q}$).

En substituant la condition (1.16) dans la condition (1.17) et en réarrangeant les termes nous obtenons l'égalité suivante :

$$p_g^* + t_g^{REP} + \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (1.18)$$

A l'équilibre, la condition (1.18) démontre que pour la dernière unité de déchet le producteur égalise le bénéfice marginal du recyclage ($p_g^* + t_g^{REP} + f_r/f_{l_q}$) au coût marginal du recyclage ($1/r_{l_r}$). Le bénéfice marginal du recyclage se compose de la productivité marginale de recyclage (f_r/f_{l_q}) et de l'économie provenant de la réduction d'une unité de la quantité de déchets destinés à l'élimination ($p_g^* + t_g^{REP}$).

3.1.3 Les conditions d'équilibre des collecteurs

Pour éliminer une quantité g de déchets, un collecteur représentatif utilise une quantité l_g de travail conformément à la technologie (1.4). Pour chaque unité de déchet collecté, il reçoit un prix p_g . Par contre, le régulateur peut taxer les collecteurs pour chaque unité de déchet stocké. Le taux de cette taxe est noté t .

La fonction de profit d'un collecteur s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_g = (p_g - t)g - l_g \quad (1.19)$$

Un collecteur maximise son profit (1.19) sous la contrainte de sa technologie d'élimination (1.4).

Son programme de maximisation s'écrit donc :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ sc \ g = \gamma l_g \end{cases} \quad (1.20)$$

Après substitution, les conditions d'équilibre du collecteur découlant de son programme de maximisation (1.20) peuvent se résumer à l'égalité suivante :

$$p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (1.21)$$

A l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) est égal au coût marginal privé d'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût de la taxe (t).

A partir des conditions d'équilibre des agents (1.13), (1.16), (1.17) et (1.21), nous déduisons les conditions caractérisant l'équilibre économique.

3.2 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour caractériser les conditions de l'équilibre économique, nous substituons dans les conditions (1.16) et (1.17) les prix p_q^* et p_g^* par leur valeur exprimée respectivement en (1.13) et en (1.21).

Les conditions caractérisant l'équilibre économique s'écrivent alors :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} = \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{REP} \quad (1.22)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (1.23)$$

Nous supposons que l'équilibre économique est caractérisé par une solution intérieure et unique.

Les conditions (1.22) et (1.23) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité de bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée.

La condition (1.22) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au coût marginal privé d'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût des taxes ($t + t_g^{REP}$).

La condition (1.23) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au coût marginal net de recyclage ($1/r_{l_r} - f_r/f_{l_q}$).

A l'équilibre économique, les conditions (1.22) et (1.23) démontrent que le coût marginal privé d'élimination, augmenté du coût des taxes, est égal au coût marginal net de recyclage.

En substituant la condition (1.22) dans la condition (1.23) puis en réarrangeant les termes, nous obtenons l'égalité suivante :

$$\frac{1}{\gamma} + \frac{f_r}{f_{l_q}} + t + t_g^{REP} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (1.24)$$

A l'équilibre, la condition (1.24) démontre que le coût marginal de recyclage ($1/r_{l_r}$) est égal au bénéfice marginal du recyclage ($1/\gamma + f_r/f_{l_q}$) augmenté du coût des taxes ($t + t_g^{REP}$).

En comparant la condition (1.24) avec la condition caractérisant l'optimum social (1.10), nous constatons que le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets ($-nU_G/\lambda_k$) n'est pas pris en compte par le marché. L'absence de prise en compte du coût du dommage marginal implique que ni la quantité de biens ni la répartition des déchets entre les deux modes de traitement ne sont optimales. Une intervention du régulateur est donc nécessaire. Ce dernier dispose de deux options : une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage.

Dans la section suivante, nous présentons les politiques optimales.

3.3 Les politiques optimales

En comparant la condition (1.24) avec la condition (1.10), deux politiques permettent de décentraliser l'optimum social.

Politique 1.1 : cette politique correspond à une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t_g^{REP} = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k} \right) \quad (1.25)$$

Cette taxe est prélevée sur les producteurs pour chaque unité de déchet qu'ils rejettent. Avec cette politique, pour chaque unité de déchet prise en charge par les collecteurs les producteurs paient, en plus du prix de collecte des déchets ($p_g^* = 1/\gamma$), une taxe égale au coût du dommage marginal ($t_g^{REP} = -nU_G/\lambda_k$). Par conséquent, les producteurs supportent le CMS d'élimination des déchets ($p_g^* + t_g^{REP} = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Politique 1.2 : cette politique correspond à une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k} \right) \quad (1.26)$$

Cette taxe est prélevée sur les collecteurs pour chaque unité de déchet qu'ils stockent. Avec cette politique, les collecteurs paient une taxe égale au coût du dommage marginal ($t = -nU_G/\lambda_k$) pour chaque unité de déchet qu'ils stockent. Les collecteurs répercutent le montant de cette taxe dans le prix de collecte des déchets. Le prix de collecte d'une unité de déchet est donc égal au CMS d'élimination ($p_g^* = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Les politiques 1.1 et 1.2 nous permettent de formuler la conclusion suivante : dans le cas d'une REP, et en supposant que la quantité de MPS dépend de la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si leur taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Dans la section suivante, nous vérifions cette conclusion dans le cas d'une TI³⁵.

4 L'équilibre économique avec une TI

Avec une TI, les ménages assurent les opérations de recyclage et financent les opérations d'élimination. Les opérations d'élimination sont assurées par des collecteurs. La figure 9 représente l'organisation de l'économie dans le cas d'une TI.

³⁵Les calculs permettant de caractériser les conditions de premier ordre de l'équilibre économique avec une TI sont présentés en annexe (A.3).

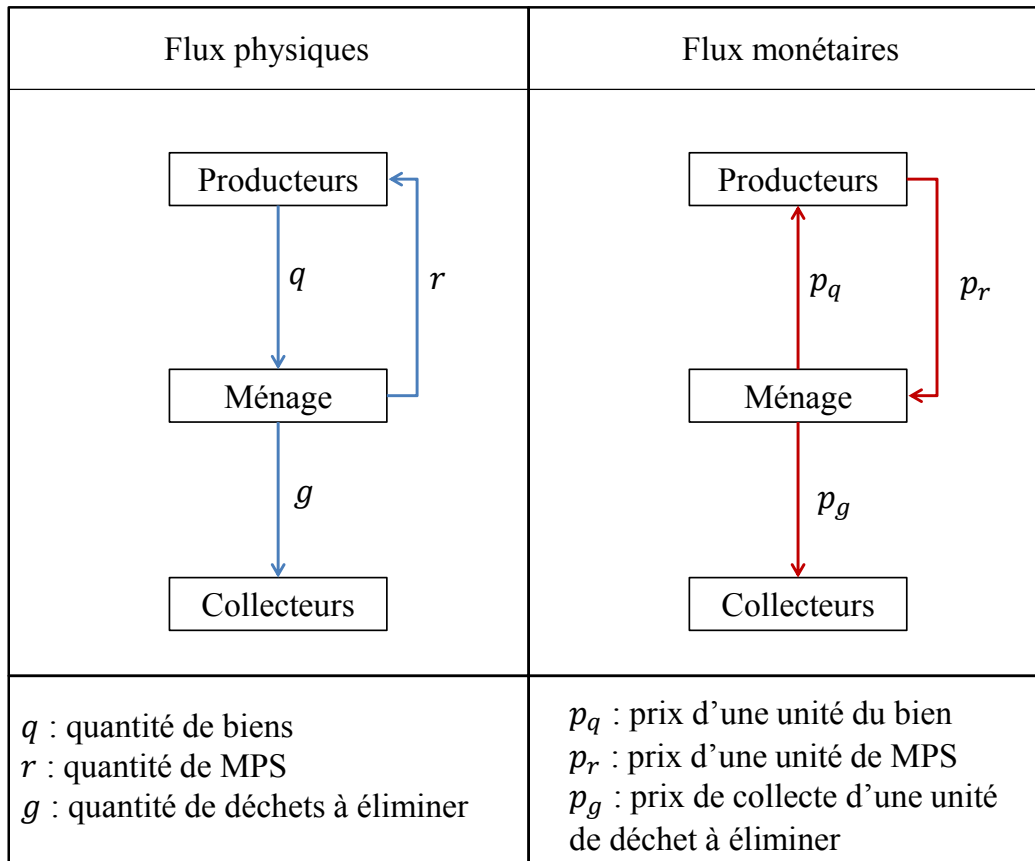


Figure 9 : Organisation de l'économie avec une TI

Un ménage représentatif achète un bien en quantité q à un prix unitaire p_q . La consommation de cette quantité entraîne la production de déchets. Ce ménage recycle une quantité r de déchets qu'il vend à un prix p_r aux producteurs, et il rejette une quantité g de déchets. Ces déchets sont ramassés par des collecteurs qui assurent leur élimination. Le prix de collecte d'une unité de déchet est noté p_g .

Dans une première sous-section, nous présentons les conditions d'équilibre des différents agents. A partir de ces conditions, nous déduisons dans une seconde sous-section les conditions caractérisant l'équilibre économique. Dans une troisième sous-section, nous présentons les politiques optimales.

4.1 Les conditions d'équilibre des agents

Nous présentons successivement les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs.

4.1.1 Les conditions d'équilibre des ménages

Un ménage représentatif assure les opérations de recyclage à l'aide de la technologie (1.3). Ses revenus du travail sont donc amputés du temps l_r qu'il consacre aux opérations de recyclage. En contrepartie, il dispose d'une source de revenu supplémentaire : la vente des MPS aux producteurs à un prix p_r . Ce ménage dépense ses revenus – du travail et de la vente des MPS – dans l'achat d'une quantité q du bien à un prix p_q et dans le financement de l'élimination d'une quantité g de déchets à un prix p_g . De plus, le régulateur peut taxer le ménage pour chaque unité de déchet qu'il rejette. Le taux de cette taxe est noté t_g^{TI} .

La contrainte budgétaire de ce ménage s'écrit donc :

$$(l - l_r) = p_q q + (p_g + t_g^{TI})g - p_r r \quad (1.27)$$

Ce ménage maximise son utilité (1.7) sous sa contrainte budgétaire (1.27) tout en tenant compte de la balance matérielle (1.1) et de la technologie de recyclage (1.3). Par contre, il ne tient pas compte de l'impact des rejets liés à sa consommation sur les autres ménages ; il ignore donc les conséquences des externalités provenant du stockage.

Son programme de maximisation s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,g,r,l_r} U = U(q, G) \\ SC \begin{cases} q = g + r \\ r = r(l_r) \\ (l - l_r) = p_q q + (p_g + t_g^{RI})g - p_r r \end{cases} \end{cases} \quad (1.28)$$

Après substitution, les conditions d'équilibre des ménages découlant de la résolution du programme de maximisation (1.28) peuvent se résumer aux deux égalités suivantes :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* + (p_g^* + t_g^{TI}) \quad (1.29)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* + \frac{1}{r_{l_r}} - p_r^* \quad (1.30)$$

Le multiplicateur de Lagrange λ_w représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte budgétaire (1.27) : une unité monétaire supplémentaire augmente l'utilité de λ_w unités.

Les conditions (1.29) et (1.30) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité du bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée. A l'équilibre, le ménage

est donc indifférent entre les deux modes de traitement – l'élimination et le recyclage – pour la dernière unité de déchet.

La condition (1.29) indique que le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w), au prix du bien (p_q^*) augmenté du prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) et du coût de la taxe (t_g^{TI}).

La condition (1.30) indique que le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w), au coût marginal de recyclage ($1/r_{lr}$) diminué du prix de vente d'une unité de MPS (p_r^*).

A l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet augmenté du coût de la taxe est donc égal au coût marginal de recyclage diminué du prix de vente d'une unité de MPS. Ainsi, en substituant la condition (1.29) dans la condition (1.30) puis en réarrangeant les termes, nous obtenons l'égalité suivante :

$$(p_g^* + t_g^{TI} + p_r^*) = \frac{1}{r_{lr}} \quad (1.31)$$

La condition (1.31) implique que le ménage égalise le coût marginal de recyclage ($1/r_{lr}$) au bénéfice marginal du recyclage ($p_g^* + t_g^{RC} + p_r^*$). Le bénéfice marginal du recyclage se compose du prix de vente d'une unité de MPS (p_r^*) et de l'économie réalisée par la réduction d'une unité de la quantité de déchets ($p_g^* + t_g^{TI}$).

4.1.2 Les conditions d'équilibre des producteurs

Pour produire une quantité q du bien, un producteur utilise une quantité r de MPS et une quantité l_q de travail. Le prix d'une unité de MPS est p_r et le taux de salaire est égal à 1. Ce producteur vend sa production à un prix unité p_q .

Sa fonction de profit s'écrit donc :

$$\pi_q = p_q q - p_r r - l_q \quad (1.32)$$

Ce producteur maximise son profit (1.32) sous la contrainte de sa fonction de production (1.2).

Son programme de maximisation s'écrit donc :

$$\begin{cases} \max_{q,r,l_q} \pi_q = p_q q - l_q - p_r r \\ \text{sc } q = f(l_q, r) \end{cases} \quad (1.33)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre des producteurs découlant de la résolution du programme de maximisation (1.33) peuvent se résumer aux deux égalités suivantes :

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (1.34)$$

$$p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (1.35)$$

A l'équilibre, le producteur égalise le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) au prix du bien (p_q^*), et le taux marginal de substitution technique entre le travail et les MPS (f_r/f_{l_q}) au prix d'une unité de MPS (p_r^*)³⁶.

4.1.3 Les conditions d'équilibre des collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif est identique à celui présenté dans le cas d'une REP (1.20). La condition d'équilibre est donc égale à :

$$p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (1.36)$$

A l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) est égal au coût marginal privé de l'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût de la taxe (t).

Les conditions d'équilibre de chaque agent étant déterminées par (1.29), (1.30), (1.34), (1.35) et (1.36), nous présentons maintenant les conditions caractérisant l'équilibre économique.

4.2 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour caractériser les conditions de l'équilibre économique, nous substituons dans les conditions (1.29) et (1.30) les prix p_q^* , p_r^* et p_g^* par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement par (1.34), (1.35) et (1.36). Les conditions caractérisant l'équilibre économique s'écrivent alors :

³⁶Sachant que le taux de salaire est fixé à 1 dans cette économie, le taux marginal de substitution technique entre le travail et les MPS est en réalité égal au rapport des prix d'une unité de MPS et d'une unité de travail.

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = \frac{1}{f_{l_q}} + \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} \quad (1.37)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = \frac{1}{f_{l_q}} + \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (1.38)$$

Nous supposons que l'équilibre économique est caractérisé par une solution intérieure et unique.

A l'équilibre non régulé ($t_g^{TI} = t = 0$), ces conditions sont identiques à celles déterminées dans le cas d'une REP sans régulation ($t_g^{REP} = t = 0$), soit aux équations (1.22) et (1.23). Ainsi, en substituant la condition (1.37) dans la condition (1.38) puis en réarrangeant les termes, nous retrouvons la condition (1.24), à savoir :

$$\frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} + \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (1.39)$$

En comparant la condition (1.39) à celle caractérisant l'optimum social (1.10), nous constatons que le coût du dommage marginal ($-nU_G/\lambda_k$) n'est pas pris en compte par le marché.

L'absence de prise en compte du coût du dommage marginal implique que ni la quantité de bien ni la répartition des déchets entre les deux modes de traitement ne sont optimales. Nous déterminons maintenant l'efficacité d'une taxe sur la collecte et l'efficacité d'une taxe sur le stockage pour décentraliser l'optimum social.

4.3 Les politiques optimales

En comparant la condition (1.39) avec la condition (1.10), deux politiques permettent de décentraliser l'optimum social.

Politique 1.3 : Cette politique correspond à une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t_g^{TI} = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k} \right) \quad (1.40)$$

Cette taxe est prélevée sur les ménages en fonction de la quantité de déchets qu'ils rejettent. Avec cette taxe, pour chaque unité de déchet prise en charge par les collecteurs, un ménage paie en plus du prix de collecte d'une unité de déchet ($p_g^* = 1/\gamma$), une taxe égale au coût du

dommage marginal provenant du stockage ($t_g^{TI} = -nU_G/\lambda_k$). Par conséquent, pour chaque unité de déchet, le ménage supporte le CMS de son élimination ($p_g^* + t_g^{TI} = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Politique 1.4 : cette politique correspond à une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k} \right) \quad (1.41)$$

Cette taxe est prélevée sur les collecteurs en fonction de la quantité de déchets qu'ils stockent. Les collecteurs répercutent le montant de la taxe dans le prix de collecte des déchets. Ainsi, pour chaque unité de déchet collecté, les collecteurs facturent au ménage un prix de collecte égal au CMS d'élimination ($p_g^* = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Les politiques 1.3 et 1.4 nous permettent de formuler la conclusion suivante : dans le cas d'une TI et en supposant que la quantité de MPS dépend de la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si leur taux est égal au coût du dommage marginal.

D'après les conclusions obtenues avec les politiques 1.1, 1.2, 1.3 et 1.4, on peut formuler le résultat suivant :

Résultat 1.1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, et lorsque la quantité de MPS dépend des dépenses en recyclage, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si leur taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Ce résultat a été démontré en supposant que les ménages dans le cas d'une TI et les producteurs dans le cas d'une REP assurent les opérations de recyclage et que ni les ménages ni les producteurs ne recourent à l'élimination illégale. Or, l'intégration de recycleurs peut limiter le résultat 1.1 (Kinnaman, 2010) et la prise en compte de l'élimination illégale le remet en cause (Fullerton & Kinnaman, 1995; Choe & Fraser, 1999). Nous présentons d'abord les conséquences liées à l'ajout de recycleurs dans le modèle, puis les conséquences liées à la prise en compte de l'élimination illégale.

❖ La prise en compte des recycleurs

Dans ce chapitre, nous avons supposé que les ménages dans le cas TI et les producteurs dans le cas d'une REP disposent d'une technologie leur permettant de produire des MPS. Cette hypothèse semble raisonnable pour les producteurs. En revanche, les ménages ne disposent pas toujours d'une technologie leur permettant d'assurer l'intégralité des opérations de recyclage. Ainsi, certaines de ces opérations voire la totalité des opérations de recyclage sont confiées à des recycleurs. L'intégration de recycleurs au modèle peut remettre en cause le résultat 1.1.

Dans le cas d'une TI, le rôle des recycleurs a été représenté de différentes manières : les recycleurs assurent uniquement les opérations de valorisation³⁷ (Calcott & Walls, 2005), les recycleurs assurent seuls l'intégralité des opérations de recyclage (Eichner & Pethig, 2001; Eichner & Pethig, 2003) et les recycleurs assurent l'intégralité des opérations de recyclage en concurrence avec les ménages (Kinnaman, 2010)

Dans un premier cas, nous supposons que les recycleurs assurent uniquement les opérations de valorisation. La figure 10 représente l'organisation de cette économie.

³⁷Pour rappel, les opérations de valorisation correspondent à la transformation des matières triées et nettoyées en MPS. Les opérations de préparation sont toujours assurées par les ménages.

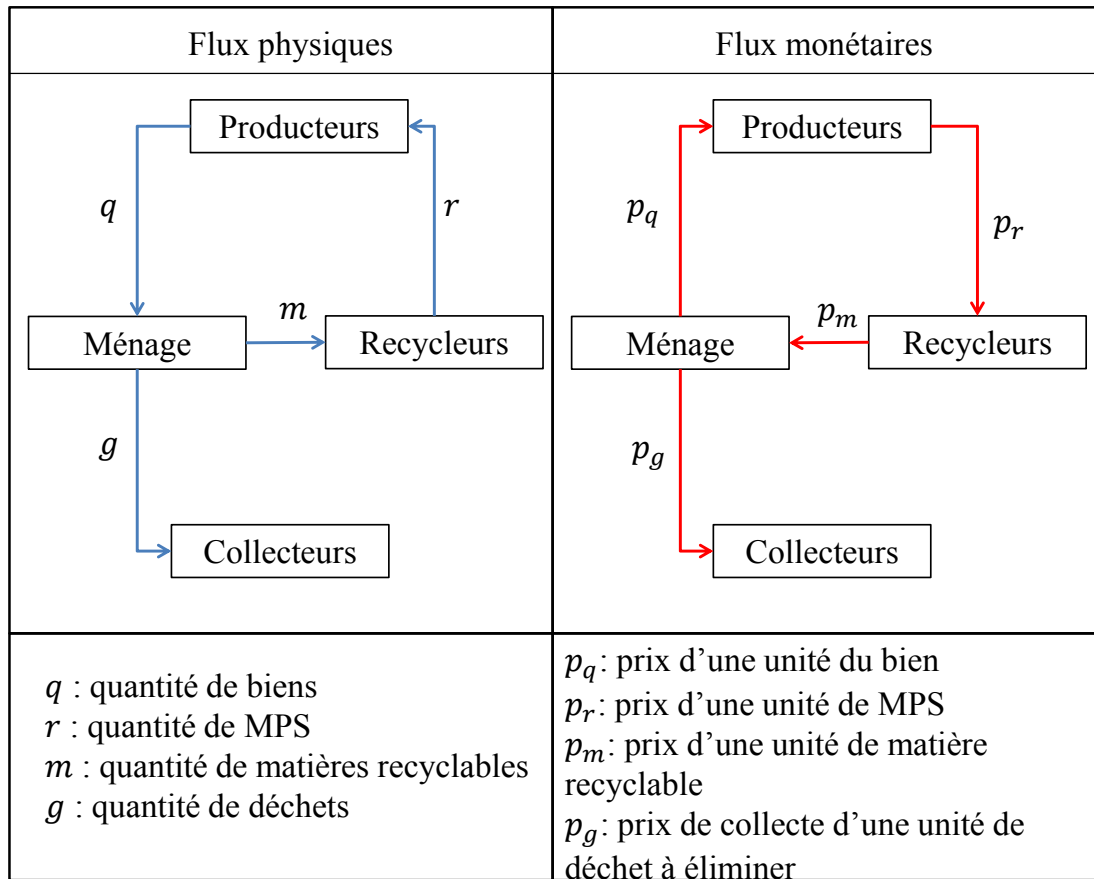


Figure 10 : Organisation de l'économie avec des recycleurs assurant uniquement les opérations de valorisation

Un ménage représentatif consomme une quantité q du bien acheté à un prix p_q . Ce ménage extrait une quantité m de matières recyclables du flux de déchets, et il rejette une quantité g de déchets. Les matières recyclables sont achetées par les recycleurs à un prix p_m . Les déchets sont éliminés par les collecteurs à un prix p_g .

Avec cette organisation de l'économie, le résultat 1.1 reste vrai si les recycleurs sont sur un marché concurrentiel (Fullerton & Kinnaman, 1995).

Dans le second cas, les recycleurs assurent l'intégralité des opérations de recyclage en concurrence avec les ménages³⁸. Les MPS provenant des ménages ou des recycleurs sont de parfaits substituts dans la technologie de production des producteurs. En d'autres termes, pour produire le bien les producteurs utilisent indifféremment les MPS provenant des ménages et des recycleurs. La figure 11 représente l'organisation de cette économie.

³⁸Cette organisation de l'économie englobe la situation où les recycleurs assurent l'intégralité des opérations de recyclage, mais sont les seuls à produire des MPS. Pour traiter ce cas, il suffit de poser $r = 0$ dans la figure 11.

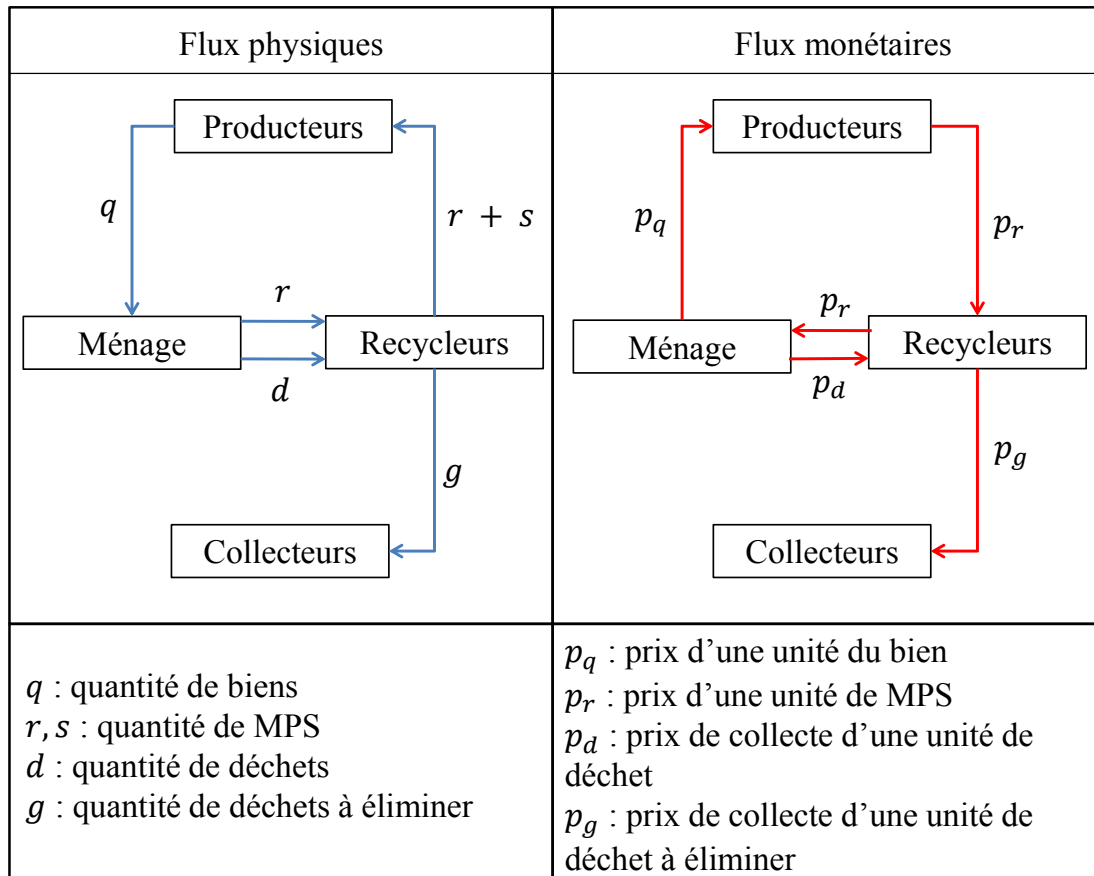


Figure 11 : Organisation de l'économie avec des recycleurs assurant l'intégralité des opérations de recyclage en concurrence avec les ménages

Un ménage représentatif consomme une quantité q du bien acheté à un prix unitaire p_q . Ce ménage produit une quantité r de MPS et il rejette une quantité d de déchets. Ces deux flux sont collectés par les recycleurs. Les recycleurs achètent les MPS à un prix unitaire p_r et reçoivent un prix p_d pour chaque unité de déchet. A partir de cette quantité de déchets, les recycleurs produisent une quantité s de MPS et ils rejettent une quantité g de déchets. Les MPS produites par les ménages r et les MPS produites par les recycleurs s sont de parfaits substituts, elles sont donc vendues aux producteurs à un prix identique, noté p_r . Les déchets qui n'ont pas été recyclés par les recycleurs sont ramassés par les collecteurs. Le prix de collecte d'une unité de déchet est noté p_g

Avec cette organisation de l'économie, le résultat 1.1 n'est plus vrai : seule une taxe sur le stockage égal au coût du dommage marginal décentralise l'optimum social (Kinnaman, 2010). Une taxe sur la collecte égale au coût du dommage marginal ne décentralise plus l'optimum social. Cette taxe perturbe la répartition de la production des MPS entre les ménages et les recycleurs. Les quantités de MPS produites par les ménages et les recycleurs ne minimisent pas le coût de recyclage.

En présence de recycleurs, la validité du résultat 1.1 dépend des missions qui leur sont confiées. Si les recycleurs assurent uniquement les opérations de valorisation, le résultat 1.1 reste vrai. Si les recycleurs assurent l'intégralité des opérations de recyclage, le résultat 1.1 n'est plus vrai. Dans ce cas, seule une taxe sur le stockage égale au coût du dommage marginal décentralise l'optimum social.

❖ L'élimination illégale

Dans ce chapitre, nous avons supposé qu'aucun agent n'avait recours à l'élimination illégale. Or, dans le cas d'une TI les ménages peuvent être incités à recourir à l'élimination illégale. Ce constat est moins vrai dans le cas d'une REP car il est plus facile de contrôler le comportement des producteurs. Ainsi, nous nous attachons à décrire les conséquences de la prise en compte de l'élimination illégale dans le cas d'une TI.

L'élimination illégale peut prendre différentes formes comme les dépôts sauvages (le rejet de déchets dans la nature) ou l'incinération domestique (brûler des déchets à son domicile). Ce mode d'élimination demande uniquement du travail : le temps nécessaire au transport pour les dépôts sauvages par exemple. Egalement, l'élimination illégale génère un dommage environnemental qui est la source d'externalités. Ce dommage environnemental peut être considéré comme plus nocif que celui provenant du stockage des déchets. Par exemple, contrairement aux centres de stockage qui sont équipés de sécurités limitant la pollution des sols, les dépôts sauvages les contaminent directement. L'équilibre économique est alors caractérisé par deux défaillances : les dommages environnementaux provenant de l'élimination légale et illégale qui génèrent des externalités.

En tenant compte de l'élimination illégale, une tarification au CMS d'élimination des déchets est une politique optimale si le régulateur peut observer l'élimination illégale. Dans ce cas, le régulateur applique une taxe égale au coût du dommage marginal pour chaque mode d'élimination (Fullerton & Kinnaman, 1995). En revanche, si la quantité de déchets éliminés illégalement n'est pas observable, une tarification au CMS n'est pas une politique optimale (Fullerton & Kinnaman, 1995; Choe & Fraser, 1999). Dans ce cas, la politique optimale dépend de la valeur du CMS de l'élimination illégale comparée à la valeur du CMS de l'élimination légale.

Si la valeur du CMS de l'élimination illégale est toujours supérieure à la valeur du CMS de l'élimination légale, l'élimination illégale n'est pas une solution socialement acceptable. La

politique optimale se compose alors d'un instrument : une consigne³⁹ dont le montant est égal au CMS de l'élimination légale permettant de financer la collecte des déchets (Dinan, 1993)⁴⁰. Si la valeur du CMS de l'élimination illégale est, pour au moins une unité de déchet, inférieure à la valeur du CMS de l'élimination légale, une part d'élimination illégale est socialement acceptable. La politique optimale se compose alors de deux instruments : un système de consigne, dont le montant est égal au coût du dommage marginal provenant de l'élimination illégale et d'une subvention sur la quantité de déchets collectés⁴¹, dont le montant est égal au différentiel de coûts entre le dommage marginal provenant de l'élimination illégale et celui provenant du stockage des déchets (Fullerton et Kinnaman 1995)⁴².

Dans le cas d'une TI, le résultat 1.1 n'est plus vrai en présence d'élimination illégale.

³⁹Une consigne se compose d'une taxe et d'une subvention qui ont un taux identique. L'assiette de la taxe est la quantité de biens et l'assiette de la subvention est la quantité de MPS.

⁴⁰En revanche, un système de consigne n'est pas optimal si son fonctionnement génère des coûts de transaction (Shinkuma, 2003) ou si les producteurs peuvent eux-aussi recourir à l'élimination illégale (Ino, 2011).

⁴¹Il est aisé de vérifier qu'une subvention sur la quantité de déchets stockés a la même efficacité qu'une taxe sur la quantité de déchets collectés.

⁴²Ce résultat a été généralisé au cas de plusieurs types de biens, chacun entraînant un coût de gestion différent (Aalbers & Vollebergh, 2008). Toutefois, le système de consigne peut présenter les mêmes limites que celles détaillées à la note de bas de page précédente.

Dans ce premier chapitre, nous avons analysé l'efficacité d'une REP et d'une TI en supposant que la quantité de MPS dépend des dépenses en recyclage. Les dépenses en recyclage représentent le coût du travail consacré aux opérations de recyclage. Nous avons supposé que les opérations de recyclage étaient effectuées soit par les ménages dans le cas d'une TI, soit par les producteurs dans le cas d'une REP.

Nous avons confirmé qu'une gestion optimale des déchets implique que les ménages dans le cas d'une TI et les producteurs dans le cas d'une REP supportent le CMS d'élimination des ménages. Or, en l'absence de régulation, nous avons démontré que ni les ménages dans le cas d'une TI ni les producteurs dans le cas d'une REP ne supportent le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. L'équilibre économique ne correspond pas à l'optimum social : la quantité de biens mis sur le marché et la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage ne sont pas optimales. Dans les cas d'une TI et d'une REP, une intervention du régulateur est nécessaire pour internaliser le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Pour internaliser ce coût, nous avons analysé l'efficacité d'une taxe sur la collecte et d'une taxe sur le stockage. Dans les cas d'une TI et d'une REP, nous avons démontré que ces deux taxes décentralisent l'optimum social si leur taux est fixé au coût du dommage marginal. Toutefois, dans le cas la TI, nous avons souligné les limites de ce résultat en présence de recycleurs et d'élimination illégale.

Dans le chapitre suivant, nous souhaitons confirmer le résultat 1.1 en supposant que la quantité de MPS dépend uniquement des dépenses en éco-conception des producteurs. Le coût de recyclage est supposé nul, le rôle des recycleurs est donc ignoré. Egalement, nous ne tenons pas compte de l'élimination illégale.

Chapitre 2 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en éco-conception

Le modèle présenté dans ce chapitre est très similaire à celui du chapitre 1. Ainsi, ce modèle correspond à nouveau à une municipalité où vivent n ménages identiques. Chaque ménage consomme une quantité q du bien générant une quantité d de déchets. Ces déchets sont soit éliminés, soit recyclés. En notant r la quantité de déchets recyclés et g la quantité de déchets éliminés, nous avons l'égalité suivante :

$$q = r + g \quad (2.1)$$

Contrairement au chapitre précédent, la quantité de Matières Premières Secondaires (MPS) ne dépend pas des dépenses en recyclage, mais des dépenses en éco-conception. Afin de se concentrer sur l'impact des dépenses en éco-conception, nous supposons que les opérations de recyclage se font sans coût ($l_r = 0$)⁴³.

En matière de gestion des déchets, l'éco-conception a pour objectif de diminuer la quantité de déchets contenus dans un bien et/ou d'augmenter la quantité de déchets pouvant être recyclés. Une hausse des dépenses en éco-conception entraîne donc une diminution de la quantité de déchets contenus dans un bien et/ou une augmentation de la quantité de MPS. L'éco-conception stimule la réduction à la source et/ou le recyclage. En s'appuyant sur cette définition, plusieurs représentations de l'éco-conception ont été proposées⁴⁴ :

- une hausse des dépenses en éco-conception diminue la quantité de déchets contenus dans un bien mais n'influence pas la quantité de MPS (Choe & Fraser, 2001).
- une hausse des dépenses en éco-conception diminue le coût du recyclage ce qui augmente la quantité de MPS, par contre elle ne modifie pas la quantité de déchets contenus dans un bien (Calcott & Walls, 2005) ;
- une hausse des dépenses en éco-conception diminue la quantité de déchets contenus dans le bien et/ou augmente la quantité de MPS (Fullerton & Wu, 1998; Calcott & Walls, 2000).

Dans le cas d'une Tarification Incitative (TI) comme d'une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP), une taxe sur la collecte égale au coût du dommage marginal provenant du

⁴³Un coût de recyclage positif ne change pas les conclusions du modèle concernant l'efficacité d'une TI et d'une REP.

⁴⁴Une vision différente de l'éco-conception est proposée par Eichner & Pethig (2003). Dans le modèle d'Eichner & Pethig (2003) l'éco-conception correspond à un arbitrage entre deux types de matériaux : un matériau gratuit ne générant aucun déchet et un matériau payant générant des déchets. Le contenu en matériau mesure la part, en poids, du matériau payant dans le bien. Une hausse du contenu en matériau diminue le coût du recyclage mais augmente le coût d'élimination. Ainsi, les producteurs augmentent le contenu en matériau du bien tant que les bénéfices provenant du recyclage couvrent la hausse des coûts de production et d'élimination. Les conclusions d'Eichner & Pethig (2003) sont similaires à celles que nous obtenons.

stockage des déchets décentralise l'optimum social (Fullerton & Wu, 1998). En revanche, l'efficacité d'une taxe sur le stockage n'a pas été analysée dans le cas d'une TI comme dans le cas d'une REP.

Dans le modèle que nous considérons, les dépenses en éco-conception entraînent seulement une hausse de la quantité de MPS, elles ne modifient donc pas la quantité de déchets contenus dans le bien⁴⁵. Nous représentons les dépenses en éco-conception par le degré de recyclabilité, noté ρ . Pour tout niveau de consommation q , une hausse du degré de recyclabilité entraîne une augmentation de la quantité de MPS et donc une diminution de la quantité de déchets éliminés.

Dans ce chapitre, nous confirmons le résultat de Fullerton & Wu (1998) : une taxe sur la collecte égale au coût du dommage marginal décentralise l'optimum social dans les cas d'une TI et d'une REP. En complément, nous étendons ce résultat au cas d'une taxe sur le stockage. Dans ce chapitre, nous démontrons donc la proposition suivante :

Proposition 2.1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, et lorsque la quantité de MPS dépend uniquement des dépenses en éco-conception, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si son taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Ce chapitre se divise en quatre sections. Dans la première section, nous présentons les hypothèses du modèle. Dans la section 2, nous déterminons les conditions caractérisant l'optimum social. Dans les sections 3 et 4, nous déterminons les conditions caractérisant l'équilibre économique dans le cas d'une REP puis dans le cas d'une TI. Pour chaque cas, nous comparons les conditions caractérisant l'optimum social avec les conditions caractérisant l'équilibre économique afin de déterminer si une taxe sur la collecte ou sur le stockage décentralise l'optimum social.

⁴⁵Les conclusions du modèle concernant l'efficacité d'une TI et d'une REP ne sont pas modifiées si nous supposons que les dépenses en éco-conception peuvent diminuer la quantité de déchets contenue dans le bien.

1 Le modèle

Comme indiqué précédemment, chaque ménage achète une quantité q du bien caractérisé par un degré de recyclabilité, noté ρ . La production du bien nécessite du travail, noté l_q et des MPS, noté r .

La consommation d'une quantité q du bien génère une quantité d de déchets. Une quantité r de déchets est transformée en MPS et une quantité g de déchets est éliminée. Les opérations d'élimination demandent du travail, noté l_g . Par contre, les opérations de recyclage se font sans coût.

Cette économie se divise donc en trois secteurs :

- le secteur de production du bien ;
- le secteur du recyclage ;
- le secteur de l'élimination des déchets.

Dans cette section, nous détaillons les hypothèses relatives à chaque secteur. Nous présentons d'abord les hypothèses relatives au secteur de la production, puis au secteur du recyclage et au secteur de l'élimination des déchets. Nous terminons en présentant les hypothèses concernant le marché du travail. Ce marché permet de boucler le modèle.

1.1 Le secteur de la production

La production du bien nécessite deux facteurs de production : des MPS r et du travail l_q . Toutefois, le niveau de production dépend aussi du choix du degré de recyclabilité ρ ; à quantité fixe de facteurs de production, une hausse du degré de recyclabilité diminue la quantité de bien produite. En d'autres termes, augmenter la recyclabilité du bien augmente son coût de production. La fonction de production s'écrit de la manière suivante :

$$q = f(l_q, r, \rho) \quad (2.2)$$

La productivité marginale des facteurs de production est positive ($f_{l_q} > 0, f_r > 0$), et le degré de recyclabilité réduit la quantité produite ($f_\rho < 0$). Cette fonction de production a des rendements d'échelle constants.

1.2 Le secteur du recyclage

Les opérations de recyclage se font sans coût. La quantité de MPS dépend uniquement du degré de recyclabilité ρ . La technologie de recyclage s'écrit de la manière suivante :

$$r = r(\rho) \quad (2.3)$$

Une hausse du degré de recyclabilité augmente la quantité de MPS ($r_\rho > 0$).

1.3 Le secteur de l'élimination des déchets

L'élimination des déchets demande uniquement du travail l_g . La productivité marginale du travail est supposée constante et est égale à γ . La technologie d'élimination s'écrit de la manière suivante :

$$g = \gamma l_g \quad (2.4)$$

1.4 Le marché du travail

L'offre de travail d'un ménage est supposée inélastique et est égale à l . Elle est allouée à la production du bien (l_q) et à l'élimination des déchets (l_g). L'égalité entre l'offre et la demande de travail s'écrit donc :

$$l = l_q + l_g \quad (2.5)$$

Dans la section suivante, nous déterminons les conditions caractérisant l'optimum social.

2 Optimum Social

A l'optimum social, le régulateur cherche à maximiser l'utilité d'un ménage représentatif. Dans son calcul, il prend en compte les externalités négatives provenant du stockage. Ces externalités réduisent l'utilité du ménage et dépendent de la quantité totale de déchets éliminés dans l'économie. En posant le nombre de ménages égal à n , la quantité totale de déchets éliminés, notée G , est égale à :

$$G = ng \quad (2.6)$$

La fonction d'utilité d'un ménage s'écrit de manière suivante :

$$U = U(q, G) \quad (2.7)$$

L'utilité du ménage dépend positivement de la quantité de bien consommé ($U_q > 0$) et négativement de la quantité totale de déchets ($U_G < 0$). Cette fonction d'utilité ne dépend pas du degré de recyclabilité, nous supposons donc que les ménages sont indifférents vis-à-vis du degré de recyclabilité. Le seul objectif des ménages est de maximiser leur niveau de consommation quelque soit le degré de recyclabilité.

Le régulateur maximise l'utilité d'un ménage représentatif (2.7) sous les contraintes de l'économie (2.1) – (2.6). La résolution du programme d'optimisation du régulateur détermine les conditions de premier ordre de l'optimum social d'où découlent les conditions suivantes⁴⁶ :

$$\frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{lq}} = \frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} \quad (2.8)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{lq}} = - \left(\frac{f_p}{r_p} \right) \left(\frac{1}{f_{lq}} \right) - \frac{f_r}{f_{lq}} \quad (2.9)$$

Nous supposons que l'optimum social est caractérisé par une solution intérieure et unique.

Le multiplicateur de Lagrange λ_k représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte portant sur le temps de travail (2.5) : une unité de travail supplémentaire augmente l'utilité de λ_k unités.

A l'optimum social, les conditions (2.8) et (2.9) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité du bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée. Par conséquent, pour la dernière unité de déchet les deux modes de traitement sont parfaitement substituables.

La condition (2.8) indique que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{lq}$) est égal au Coût Marginal Social (CMS) d'élimination ($1/\gamma - nU_G/\lambda_k$). L'expression du CMS d'élimination est identique à celle du chapitre 1. Il est donc égal au coût marginal privé d'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets ($-nU_G/\lambda_k$).

La condition (2.9) indique que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{lq}$) est égale au coût marginal

⁴⁶La résolution du programme d'optimisation du régulateur est présentée en annexe (B.1).

net d'éco-conception $(-f_\rho/r_\rho)(1/f_{l_q})$ diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}) ⁴⁷.

Le coût marginal net d'éco-conception est égal à l'impact d'une variation du degré de recyclabilité $(-f_\rho/r_\rho)$ sur le coût marginal de production du bien $(1/f_{l_q})$. Une hausse du degré de recyclabilité diminue la quantité produite du bien $(f_\rho < 0)$, mais augmente la quantité de MPS $(r_\rho > 0)$. Le coût marginal net d'éco-conception dépend donc de l'effet d'une variation du degré de recyclabilité sur les quantités du bien et de MPS : plus l'effet sur la quantité de MPS est faible plus le coût marginal net d'éco-conception est élevé.

A l'optimum social, pour la dernière unité de déchet, les conditions (2.8) et (2.9) indiquent que le CMS d'élimination est égal au coût marginal net d'éco-conception diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS.

En substituant la condition (2.8) dans la condition (2.9) puis en réarrangeant les termes, nous obtenons l'égalité suivante :

$$\left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} + \frac{f_r}{f_{l_q}}\right)r_\rho = \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) \quad (2.10)$$

A l'optimum social, la condition (2.10) indique que le coût marginal d'éco-conception $(-f_\rho/f_{l_q})$ est égal au bénéfice marginal de l'éco-conception $(1/\gamma - nU_G/\lambda_k - f_r/f_{l_q})r_\rho$.⁴⁸

Le coût marginal d'éco-conception est égal à l'impact d'une variation du degré de recyclabilité $(-f_\rho)$ sur le coût marginal de production du bien $(1/f_{l_q})$: une hausse du degré de recyclabilité diminue la quantité produite du bien $(f_\rho < 0)$, ce qui augmente le coût de production du bien.

Le bénéfice marginal de l'éco-conception est proportionnel à l'impact d'une variation du degré de recyclabilité sur la quantité de MPS (r_ρ) . Ce bénéfice se compose de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}) et de l'économie provenant de la réduction d'une unité de déchet éliminé. Cette économie se mesure comme le CMS de l'élimination $(1/\gamma - nU_G/\lambda_k)$ évité par la hausse du degré de recyclabilité.

⁴⁷Pour rappel, nous avons supposé que le coût de recyclage était nul.

⁴⁸La forme du bénéfice marginal s'explique par la balance matérielle (2.1). Cette balance implique qu'une hausse du degré de recyclabilité entraîne une augmentation de la quantité de MPS, mesurée par r_ρ , égale à la diminution de la quantité de déchets éliminés.

Dans la section suivante, nous déterminons les conditions caractérisant l'équilibre économique dans le cas d'une REP⁴⁹.

3 L'équilibre économique avec une REP

Avec une REP, les producteurs collectent gratuitement les déchets puis ils assurent les opérations de traitement⁵⁰. Les producteurs réalisent les opérations de recyclage et financent les opérations d'élimination. Ces opérations sont assurées par des collecteurs. La figure 12 représente l'organisation de cette économie.

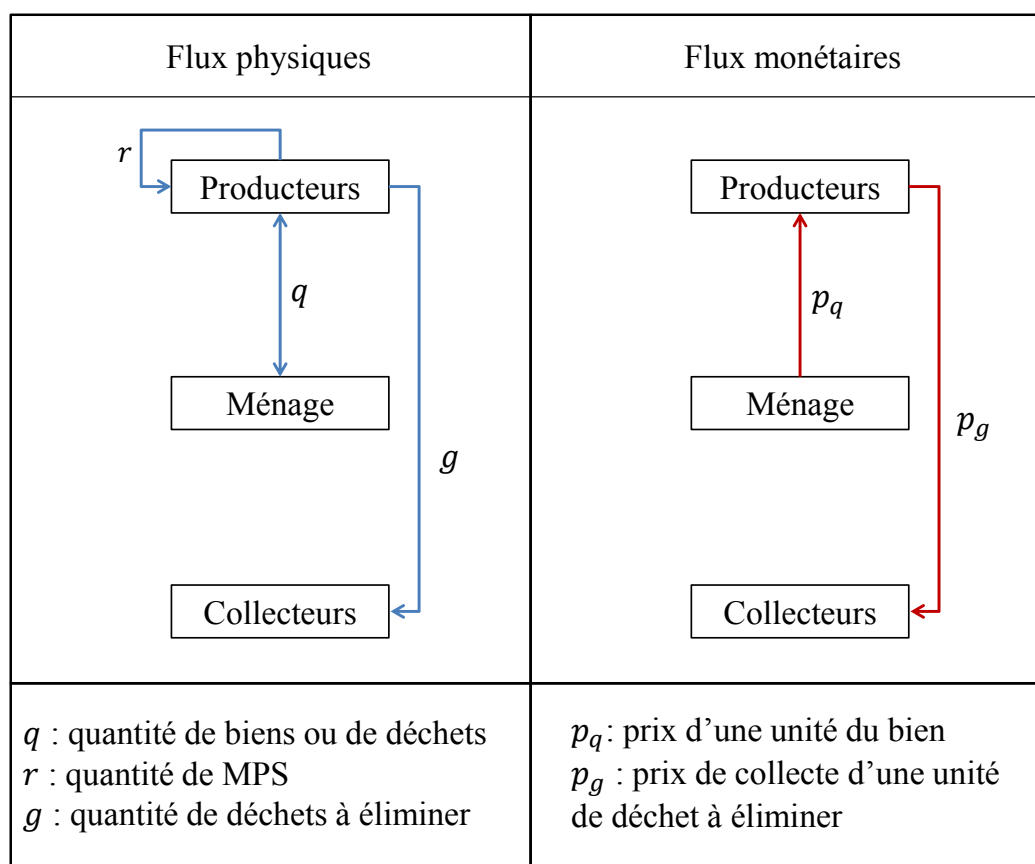


Figure 12 : Organisation de l'économie dans le cas d'une REP

Un ménage représentatif achète un bien en quantité q caractérisé par un degré de recyclabilité ρ . Ce bien est vendu par des producteurs à un prix unitaire p_q . La consommation de ce bien entraîne la production de déchets qui sont collectés sans coût par les producteurs. Les producteurs collectent une quantité q de déchets, ils en recyclent une quantité r et en rejettent une quantité g . Ils utilisent les MPS comme facteurs de production et paient les

⁴⁹Les calculs permettant de déterminer les conditions de premier ordre de l'équilibre économique avec une REP sont présentés en annexe (B.2).

⁵⁰Comme dans le chapitre 1, le coût de la collecte des déchets est supposé nul.

collecteurs pour l'élimination des déchets. Le prix de collecte d'une unité de déchet est noté p_g .

Dans une première sous-section, nous présentons les conditions d'équilibre des différents agents. A partir de ces conditions, nous déduisons dans une seconde sous-section les conditions caractérisant l'équilibre économique. Dans une troisième sous-section, nous présentons les différentes politiques optimales.

3.1 Les conditions d'équilibre des agents économiques

Nous présentons successivement les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs.

3.1.1 Les conditions d'équilibre des ménages

Le programme de maximisation d'un ménage est identique à celui présenté dans le chapitre 1 dans le cas d'une REP.

L'offre de travail d'un ménage est supposée inélastique. Cette offre de travail est égale à l . Nous prenons le taux de salaire comme numéraire et nous le posons égal à 1. Ce ménage dépense l'intégralité de son salaire dans l'achat d'une quantité q du bien vendu à un prix unitaire p_q .

La contrainte budgétaire s'écrit donc :

$$l = p_q q \quad (2.11)$$

Ce ménage maximise son utilité (2.7) sous sa contrainte budgétaire (2.11), mais sans tenir compte du dommage environnemental provenant de sa consommation. Son programme de maximisation s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_q U = U(q, G) \\ \text{sc } l = p_q q \end{cases} \quad (2.12)$$

La résolution de ce programme de maximisation permet de déterminer la condition d'équilibre suivante :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (2.13)$$

Le multiplicateur de Lagrange λ_w représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte budgétaire (2.11) : une unité monétaire supplémentaire augmente l'utilité de λ_w unités.

A l'équilibre, la condition (2.13) indique que le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w) à son prix (p_q^*).

3.1.2 Les conditions d'équilibre des producteurs

Pour produire une quantité q du bien avec un degré de recyclabilité ρ , un producteur représentatif utilise une quantité r de MPS et une quantité l_q de travail. Il vend cette quantité à un prix unitaire p_q . Conformément à la technologie de recyclage (2.3), une quantité r de déchets est transformée en MPS et une quantité g de déchets est éliminée. Ce producteur délègue les opérations d'élimination aux collecteurs. Pour chaque unité de déchet à éliminer, il paie un prix p_g aux collecteurs. De plus, le régulateur peut taxer le producteur pour chaque unité de déchet qu'il présente à la collecte. Le taux de cette taxe est noté t_g^{REP} .

La fonction de profit de ce producteur s'écrit donc :

$$\pi_q = p_q q - (p_g + t_g^{REP})g - l_q \quad (2.14)$$

Ce producteur maximise son profit (2.14) sous la contrainte de sa fonction de production (2.2), de l'impact du degré de recyclabilité sur la quantité de MPS (2.3) et en tenant compte de la balance matérielle (2.1). Son programme de maximisation s'écrit donc :

$$\begin{cases} \max_{q,r,g,l_q,\rho} \pi_q = p_q q - l_q - (p_g + t_g^{REP})g \\ sc \begin{cases} q = f(l_q, r, \rho) \\ r = r(\rho) \\ q = g + r \end{cases} \end{cases} \quad (2.15)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre du producteur découlant de la résolution du programme de maximisation (2.15) peuvent se résumer aux deux égalités suivantes :

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} + p_g^* + t_g^{REP} \quad (2.16)$$

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} + \left(\frac{1}{r_\rho}\right) \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (2.17)$$

Les conditions (2.16) et (2.17) démontrent que le prix de vente de la dernière unité de bien est identique quelque soit le mode de traitement de la dernière unité de déchet.

La condition (2.16) indique que le producteur répercute dans le prix du bien (p_q^*), le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$), le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) et le coût de la taxe (t_g^{REP}).

La condition (2.17) indique que le producteur répercute dans le prix du bien (p_q^*), le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) et le coût marginal net d'éco-conception ($-f_\rho/r_\rho$)($1/f_{l_q}$) diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}).

Par conséquent, à l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet augmenté du coût de la taxe est égal au coût marginal net d'éco-conception diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS.

En substituant la condition (2.16) dans la condition (2.17) puis en réarrangeant les termes nous obtenons l'égalité suivante :

$$\left(p_g^* + t_g^{REP} + \frac{f_r}{f_{l_q}}\right)r_\rho = \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) \quad (2.18)$$

A l'équilibre économique, la condition (2.18) indique que le coût marginal d'éco-conception ($-f_\rho/f_{l_q}$) est égal au bénéfice marginal de l'éco-conception ($p_g^* + t_g^{REP} + f_r/f_{l_q}$) r_ρ . Le bénéfice marginal de l'éco-conception se compose de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}) et de l'économie provenant de la réduction d'une unité de la quantité de déchets éliminés ($p_g^* + t_g^{REP}$).

3.1.3 Les conditions d'équilibre des collecteurs

Le programme de maximisation des collecteurs est identique à celui du chapitre 1. Un collecteur représentatif élimine une quantité g de déchets à l'aide d'une quantité l_g de travail conformément à la technologie (2.4). Pour chaque unité de déchet éliminé, il reçoit un prix p_g . Le régulateur peut taxer les collecteurs sur chaque unité de déchet stocké. Le taux de cette taxe est noté t .

La fonction de profit de ce collecteur s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_g = (p_g - t)g - l_g \quad (2.19)$$

Ce collecteur maximise son profit (2.19) sous la contrainte de sa technologie d'élimination (2.4). Son programme de maximisation s'écrit donc :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ \text{sc } g = \gamma l_g \end{cases} \quad (2.20)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre du collecteur découlant de la résolution du programme de maximisation (2.20) peuvent se résumer à l'égalité suivante :

$$p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (2.21)$$

A l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) est égal au coût marginal privé de l'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût de la taxe (t).

A partir des conditions d'équilibre des agents (2.13), (2.16), (2.17) et (2.21), nous déduisons les conditions caractérisant l'équilibre économique.

3.2 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

En substituant dans les conditions (2.16) et (2.17) les prix p_q^* et p_g^* par leur valeur à l'équilibre exprimée par (2.13) et (2.21), nous obtenons les conditions suivantes :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} = \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{REP} \quad (2.22)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} = \left(\frac{1}{r_\rho}\right) \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (2.23)$$

Nous supposons que l'équilibre économique est caractérisé par une solution intérieure et unique.

Les conditions (2.22) et (2.23) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité de bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée.

La condition (2.22) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au coût marginal privé d'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût des taxes ($t + t_g^{REP}$).

La condition (2.23) démontre que l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_k), diminuée du coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) est égale au

coût marginal net d'éco-conception $(-f_\rho/r_\rho)(1/f_{l_q})$ diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS (f_r/f_{l_q}) .

A l'équilibre économique, les conditions (2.22) et (2.23) démontrent que le coût marginal privé d'élimination augmenté du coût des taxes, est égal au coût marginal net d'éco-conception diminué de la productivité marginale d'une unité de MPS. En substituant la condition (2.22) dans la condition (2.23) puis en réarrangeant les termes, nous obtenons l'égalité suivante :

$$\left(\frac{1}{\gamma} + t_g^{REP} + t + \frac{f_r}{f_{l_q}}\right)r_\rho = \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) \quad (2.24)$$

La condition (2.24) indique que le coût marginal d'éco-conception $(-f_\rho/f_{l_q})$ est égal au bénéfice marginal de l'éco-conception $(1/\gamma - f_r/f_{l_q} + t + t_g^{REP})r_\rho$.

En comparant la condition (2.24) avec celle caractérisant l'optimum social (2.10), nous constatons que le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets $(-nU_G/\lambda_k)$ n'est pas pris en compte par le marché. L'absence de prise en compte du coût du dommage marginal issu du stockage des déchets implique que ni la quantité du bien ni le choix du degré de recyclabilité ne sont optimaux. Une intervention du régulateur est donc nécessaire pour internaliser ce coût. Ce dernier dispose de deux options : une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage.

Dans la section suivante, nous présentons les politiques optimales.

3.3 Les politiques optimales

En comparant les conditions (2.24) et (2.10), deux politiques permettent de décentraliser l'optimum social.

Politique 2.1 : Cette politique correspond à une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t_g^{REP} = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k}\right) \quad (2.25)$$

Cette taxe est prélevée sur les producteurs pour chaque unité de déchet qu'ils rejettent. Avec cette politique, pour chaque unité de déchet prise en charge par les collecteurs, les producteurs paient, en plus du prix de collecte des déchets $(p_g^* = 1/\gamma)$, une taxe égale au coût du

dommage marginal ($t_g^{REP} = -nU_G/\lambda_k$). Par conséquent, les producteurs supportent le CMS d'élimination des déchets ($p_g^* + t_g^{REP} = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Politique 2.2 : Cette politique correspond à une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k} \right) \quad (2.26)$$

Cette taxe est prélevée sur les collecteurs pour chaque unité de déchet qu'ils stockent. Avec cette politique, les collecteurs paient une taxe égale au coût du dommage marginal ($t = -nU_G/\lambda_k$) pour chaque unité de déchet qu'ils stockent. Les collecteurs répercutent le montant de cette taxe dans le prix de collecte des déchets. Le prix de collecte d'une unité de déchet est donc égal au CMS d'élimination ($p_g^* = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Les politiques 2.1 et 2.2 nous permettent de formuler la conclusion suivante : dans le cas d'une REP, et en supposant que la quantité de MPS dépend du degré de recyclabilité du bien, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si leur taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Dans la section suivante, nous vérifions cette conclusion dans le cas d'une TI⁵¹.

4 L'équilibre économique avec une TI

Avec une TI, les ménages assurent les opérations de recyclage et financent les opérations d'élimination. Les opérations d'élimination sont assurées par des collecteurs. L'organisation La figure 13 représente l'organisation de cette économie.

⁵¹Les calculs permettant de déterminer les conditions de premier ordre de l'équilibre économique avec une TI sont présentés en annexe (B.3).

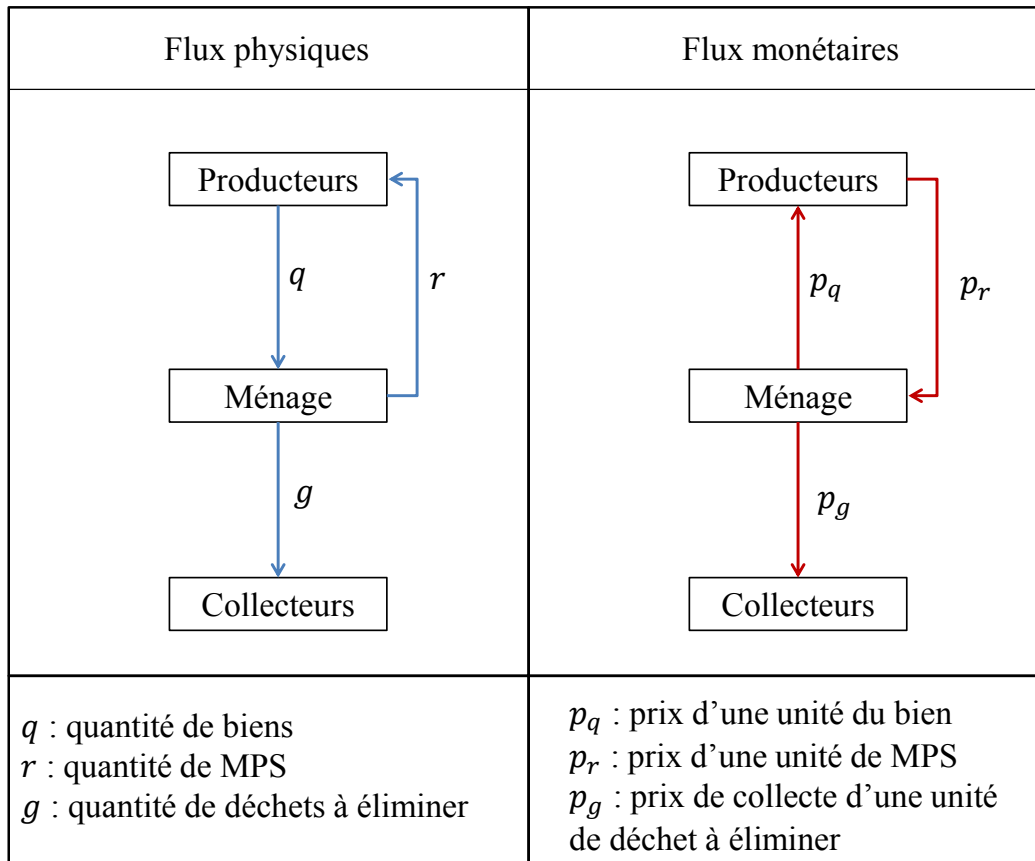


Figure 13 : Organisation de l'économie avec une TI

Un ménage représentatif achète un bien en quantité q caractérisé par un degré de recyclabilité ρ à un prix unitaire p_q . Ce degré de recyclabilité implique qu'une quantité r de déchets est transformée en MPS et qu'une quantité g est éliminée. Les MPS sont vendues aux producteurs à un prix unitaire p_r et les déchets à éliminer sont ramassés par les collecteurs. Pour chaque unité de déchet à éliminer, les collecteurs reçoivent un prix p_g .

Dans une première sous-section, nous présentons les conditions d'équilibre des différents agents. A partir de ces conditions, nous déduisons dans une seconde sous-section les conditions caractérisant l'équilibre économique. Dans une troisième sous-section, nous présentons les différentes politiques permettant de décentraliser l'optimum social.

4.1 Les conditions d'équilibre des agents économiques

Nous présentons successivement les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs.

4.1.1 Les conditions d'équilibre des ménages

L'offre de travail d'un ménage est supposée inélastique. Cette offre de travail est égale à l . Nous prenons le taux de salaire comme numéraire et nous le posons égal à 1.

Ce ménage dépense son salaire dans l'achat d'une quantité q du bien, caractérisé par un degré de recyclabilité ρ , à un prix p_q . Conformément à la technologie de recyclage (2.3), une quantité r de déchets est transformée en MPS et une quantité g de déchets est éliminée. Ce ménage vend les MPS aux producteurs à un prix p_r et il finance les opérations d'élimination. Le prix de collecte d'une unité de déchet à éliminer est p_g . Le régulateur peut taxer le ménage pour chaque unité de déchet qu'il présente à la collecte. Le taux de cette taxe est noté t_g^{TI} .

La contrainte budgétaire du ménage s'écrit donc :

$$l = p_q q + (p_g + t_g^{TI})g - p_r r \quad (2.27)$$

Ce ménage maximise son utilité (2.7) sous sa contrainte budgétaire (2.27) et en tenant compte de la technologie de recyclage (2.3) et de la balance matérielle (2.1). Le programme de maximisation du ménage s'écrit alors :

$$\left\{ \begin{array}{l} \max_{q,g,r,\rho} U = U(q, G) \\ SC \left\{ \begin{array}{l} q = g + r \\ r = r(\rho) \\ l = p_q q + (p_g + t_g^{TI})g - p_r r \end{array} \right. \end{array} \right. \quad (2.28)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre d'un ménage représentatif découlant de la résolution du programme de maximisation (2.28) peuvent se résumer aux deux égalités suivantes :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* + p_g^* + t_g^{TI} \quad (2.29)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* + \left(\frac{dp_q^*}{d\rho} \right) \frac{q^*}{r_\rho} - p_r^* \quad (2.30)$$

Le multiplicateur de Lagrange λ_w représente le gain marginal permis par un desserrement marginal de la contrainte budgétaire (2.27) : une unité monétaire supplémentaire augmente l'utilité de λ_w unités.

Les conditions (2.29) et (2.30) démontrent que l'utilité marginale provenant de la dernière unité du bien est identique que cette unité soit éliminée ou recyclée. A l'équilibre, le ménage

est donc indifférent entre les deux modes de traitement – l'élimination et le recyclage – pour la dernière unité de déchet.

La condition (2.29) indique que le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w), au prix du bien (p_q^*) augmenté du prix de collecte d'une unité de déchet (p_g^*) et du coût de la taxe (t_g^{TI}).

La condition (2.30) indique que le ménage égalise l'utilité marginale provenant de la dernière unité consommée du bien (U_q/λ_w), à l'impact net des dépenses en éco-conception sur le prix du bien ($dp_q^*/d\rho$)(q^*/r_ρ) diminué du prix de vente d'une unité de MPS (p_r^*).

En substituant la condition (2.29) dans la condition (2.30) puis en réarrangeant les termes, l'impact des dépenses en éco-conception sur le prix du bien est égal à :

$$(p_g^* + t_g^{TI} + p_r^*)r_\rho = \left(\frac{dp_q^*}{d\rho}\right)q^* \quad (2.31)$$

Dans la condition (2.31), l'expression $(dp_q^*/d\rho)q^*$ ne remet pas en cause l'hypothèse d'un ménage indifférent entre les différents degrés de recyclabilité. Cette expression est similaire à celle obtenue par Fullerton & Wu (1998) ainsi que par Choe & Frazer (1999, 2001). Elle peut s'expliquer de la manière suivante. Les producteurs peuvent produire différents degrés de recyclabilité. Ainsi, à quantité fixe, une hausse du degré de recyclabilité augmente le coût de production du bien donc son prix ($dp_q^*/d\rho > 0$). Par conséquent, pour tout niveau de production q , il existe différents prix d'équilibre possibles⁵². Les ménages sont indifférents vis-à-vis du degré de recyclabilité, leur objectif est simplement de maximiser leur utilité. Ces ménages ont une information parfaite. Par conséquent, pour tout niveau de production q les ménages sont capables de déterminer en observant le prix p_q les quantités de r et de g issues de sa consommation, et donc le coût de gestion des déchets qui en résulte. Ainsi, le ménage sélectionne la combinaison prix-quantité du bien qui minimise le coût de gestion des déchets. La condition (2.31) souligne que toute variation du coût de gestion des déchets ($p_g^* + t_g^{TI} + p_r^*)r_\rho$ est compensée par une variation d'un montant identique de la dépense de consommation du ménage $(dp_q^*/d\rho)q^*$.

⁵²A l'équilibre, avec des ménages identiques, un seul degré de recyclabilité est produit et donc le marché est caractérisé par un seul prix d'équilibre.

4.1.2 Les conditions d'équilibre des producteurs

Pour produire une quantité q du bien caractérisé par un degré de recyclabilité ρ , un producteur représentatif utilise une quantité r de MPS et une quantité l_q de travail. Le taux de salaire est égal à 1, le prix d'une unité de MPS est p_r et le prix d'une unité du bien est p_q . La fonction de profit de ce producteur s'écrit donc :

$$\pi_q = p_q q - p_r r - l_q \quad (2.32)$$

Ce producteur maximise son profit (2.32) sous la contrainte de sa fonction de production (2.2). Son programme de maximisation s'écrit alors :

$$\begin{cases} \max_{q,r,l_q,\rho} \pi_q = p_q q - l_q - p_r r \\ sc \ q = f(l_q, r, \rho) \end{cases} \quad (2.33)$$

Après substitutions, les conditions d'équilibre découlant de la résolution du programme de maximisation (2.33) peuvent se résumer aux trois égalités suivantes :

$$p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (2.34)$$

$$p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (2.35)$$

$$\left(\frac{dp_q^*}{d\rho} \right) q^* = - \frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (2.36)$$

Les deux premières conditions (2.34) et (2.35) sont **identiques à celles du chapitre 1 (1.34) et (1.35)**.

A l'équilibre, le producteur égalise le coût marginal de production ($1/f_{l_q}$) au prix du bien (p_q^*), et le taux marginal de substitution technique entre le travail et les MPS (f_r/f_{l_q}) au prix d'une unité de MPS (p_r^*).

Dans la condition (2.36), l'expression $(dp_q^*/d\rho)q^*$ ne souligne pas la présence d'un pouvoir de marché du producteur. Cette expression est similaire à celle obtenue par Fullerton & Wu (1998) et Choe & Frazer (1999, 2001). Elle s'interprète de la manière suivante. Les producteurs peuvent produire différents degrés de recyclabilité. A quantité fixe, une hausse du degré de recyclabilité augmente le coût de production du bien donc son prix ($dp_q^*/d\rho > 0$). Par conséquent, pour tout niveau de production q , il existe différents prix d'équilibre

possibles. Comme le marché est concurrentiel, chaque producteur vend son bien à son coût marginal de production. Or, toute variation du degré de recyclabilité augmente le coût de production du montant du coût marginal d'éco-conception ($-f_\rho/f_{l_q}$). Du fait de la situation concurrentielle du marché, la condition (2.36) indique que le producteur répercute dans le prix de vente des q^* unités du bien le coût marginal d'éco-conception ($-f_\rho/f_{l_q}$).

4.1.3 Les conditions d'équilibre des collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif est identique à celui présenté dans le cas d'une REP (2.20). Ainsi, les conditions d'équilibre des collecteurs peuvent se résumer à l'égalité suivante :

$$p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (2.37)$$

A l'équilibre, le prix de collecte d'une unité de déchet destinée à l'élimination (p_g^*) est égal au coût marginal privé de l'élimination ($1/\gamma$) augmenté du coût de la taxe (t).

Les conditions d'équilibre de chaque agent étant déterminées par les équations (2.29), (2.30), (2.34), (2.35), (2.36) et (2.37), nous présentons maintenant les conditions caractérisant l'équilibre économique.

4.1.4 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

En substituant dans les conditions (2.29) et (2.30) les variables p_q^* , p_r^* , $\left(\frac{dp_q^*}{d\rho}\right)q^*$ et p_g^* par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement par (2.34), (2.35), (2.36) et (2.37), nous obtenons les conditions suivantes :

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = \frac{1}{f_{l_q}} + \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} \quad (2.38)$$

$$\frac{U_q}{\lambda_w} = \frac{1}{f_{l_q}} + \left(\frac{1}{r_\rho}\right)\left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) - \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (2.39)$$

Nous supposons que l'équilibre économique est caractérisé par une solution intérieure et unique.

A l'équilibre non régulé ($t_g^{TI} = t = 0$), ces conditions sont identiques à celles déterminées dans le cas d'une REP sans régulation ($t_g^{REP} = t = 0$), à savoir (2.22) et (2.23). Ainsi, en

substituant la condition (2.38) dans la condition (2.39) puis en réarrangeant les termes nous retrouvons la condition (2.24) :

$$\left(\frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} + \frac{f_r}{f_{l_q}}\right)r_\rho = \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}}\right) \quad (2.40)$$

En comparant la condition (2.40) avec celle caractérisant l'optimum social (2.10), nous constatons que le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets ($-nU_G/\lambda_k$) n'est pas pris en compte par le marché. L'absence de prise en compte du coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets implique que ni la quantité de bien ni le degré de recyclabilité ne sont optimaux. L'intervention du régulateur est donc nécessaire. Ce dernier dispose de deux options : une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage.

Nous déterminons maintenant les politiques optimales.

4.2 Les politiques optimales

En comparant la condition (2.40) avec la condition (2.10), deux politiques permettent de décentraliser l'optimum social.

Politique 2.3 : cette politique correspond à une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t_g^{TI} = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k}\right) \quad (2.41)$$

Cette taxe est prélevée sur les ménages en fonction de la quantité de déchets qu'ils rejettent. Avec cette taxe, pour chaque unité de déchet prise en charge par les collecteurs, un ménage paie en plus du prix de collecte d'une unité de déchet ($p_g^* = 1/\gamma$), une taxe égale au coût du dommage marginal provenant du stockage ($t_g^{TI} = -nU_G/\lambda_k$). Par conséquent, pour chaque unité de déchet, le ménage supporte le CMS de son élimination ($p_g^* + t_g^{TI} = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Politique 2.4 : cette politique correspond à une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal :

$$t = \left(-\frac{nU_G}{\lambda_k}\right) \quad (2.42)$$

Cette taxe est prélevée sur les collecteurs en fonction de la quantité de déchets qu'ils stockent. Les collecteurs répercutent le montant de la taxe dans le prix de collecte des déchets. Ainsi,

pour chaque unité de déchet collecté, les collecteurs facturent au ménage un prix de collecte égal au CMS d'élimination ($p_g^* = 1/\gamma - nU_G/\lambda_k$).

Les politiques 2.3 et 2.4 nous permettent de formuler la conclusion suivante : dans le cas d'une TI et en supposant que la quantité de MPS dépend du degré de recyclabilité du bien, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets décentralise l'optimum social.

D'après conclusions tirées des politiques 2.1, 2.2, 2.3 et 2.4, nous pouvons formuler le résultat suivant :

Résultat 2.1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, et lorsque que la quantité de MPS dépend des dépenses en éco-conception, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal décentralise l'optimum social.

Dans ce second chapitre, nous avons supposé que la quantité de MPS dépend exclusivement des dépenses en éco-conception, les opérations de recyclage ne générant aucun coût. Dans ce contexte, nous avons confirmé qu'une REP ou une TI décentralise l'optimum social si respectivement les ménages ou les producteurs supportent le CMS d'élimination des déchets. Cependant, en l'absence de régulation, ni les ménages ni les producteurs ne supportent le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. Cette défaillance implique que ni la quantité de biens ni le choix du degré de recyclabilité ne sont optimaux.

Pour décentraliser l'optimum social, nous avons testé l'efficacité d'une taxe sur la collecte et d'une taxe sur le stockage. Nous avons démontré que ces deux taxes permettent de décentraliser l'optimum si leur taux est fixé au coût du dommage marginal. En d'autres termes, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal décentralise l'optimum social dans le cas d'une TI comme dans le cas d'une REP. Ce résultat est identique à celui du chapitre 1.

Par conséquent, supposer que la quantité de MPS dépend des dépenses d'éco-conception ou des dépenses en recyclage ne modifie pas les conclusions du modèle : ce choix n'influence pas l'efficacité d'une taxe sur la collecte ou d'une taxe sur le stockage.

CONCLUSION DE LA PARTIE 1

Dans cette première partie, nous avons analysé l'efficacité d'une TI et d'une REP à partir de deux hypothèses :

- la quantité de MPS dépend des dépenses en recyclage qui déterminent la quantité de travail consacrée aux opérations de recyclage ;
- la quantité de MPS dépend des dépenses en éco-conception qui déterminent le degré de recyclabilité du bien.

Pour ces deux hypothèses, nous avons démontré qu'une TI ou une REP ne décentralise pas l'optimum social. En l'absence de régulation, les ménages dans le cas d'une TI et les producteurs dans le cas d'une REP ne supportent pas le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. Ainsi, la quantité de bien mise sur le marché et la quantité de MPS ne sont pas optimales.

Pour décentraliser l'optimum social, nous avons étudié l'efficacité de deux taxes : une taxe sur la collecte et une taxe sur le stockage. Nous avons démontré qu'une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage décentralise l'optimum social si son taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. Nous avons démontré ce résultat pour les deux hypothèses. Ainsi, à partir des conclusions de cette première partie nous pouvons formuler le résultat suivant :

Résultat 1 : Dans le cas d'une TI ou d'une REP, une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage égale au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets décentralise l'optimum social, que la quantité de MPS dépende des dépenses en recyclage ou des dépenses en éco-conception.

Toutefois, ce résultat est à nuancer en présence de recycleurs. Dans le cas d'une TI, nous avons démontré que la présence de recycleurs pouvait remettre en cause l'efficacité d'une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. En revanche, une taxe sur le stockage dont le taux est égal au coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets reste optimale. Cette limite nous amène à recommander l'usage d'une taxe sur le stockage plutôt qu'une taxe sur la collecte. De plus,

comme nous l'indiquions en introduction, dans les économies où cohabitent une TI et une REP une taxe sur le stockage est plus facile à administrer qu'une taxe sur la collecte.

De manière générale, nous avons confirmé qu'une TI ou une REP décentralise l'optimum social si, respectivement, les ménages ou les producteurs supportent le CMS d'élimination des déchets. Toutefois, cette conclusion repose sur l'hypothèse que les marchés représentés sont concurrentiels. Dans la réalité, c'est rarement le cas. Généralement, le marché du bien n'est pas caractérisé par une atomicité de l'offre mais correspond plutôt à un marché oligopolistique.

Dans le cas d'un oligopole et d'une concurrence par les quantités, les producteurs disposent alors d'un pouvoir de marché. Dans cette situation, une tarification au CMS d'élimination des déchets ne décentralise pas l'optimum social (Ino, 2007)⁵³. Pour décentraliser l'optimum social, Ino (2007) indique qu'il est nécessaire d'assouplir la règle de tarification au CMS d'élimination des déchets : le coût supporté par les ménages dans le cas d'une TI et les producteurs dans le cas d'une REP diminue et s'éloigne du CMS d'élimination des déchets avec l'élasticité de la demande des ménages pour le bien⁵⁴. Cependant, le résultat d'Ino (2007) est établi sous les deux hypothèses suivantes : les consommateurs ont des préférences homogènes et les producteurs se font concurrence par les quantités. Pour certains biens, comme les biens de consommation courante, les hypothèses d'Ino (2007) ne sont pas vérifiées.

Pour les biens de consommation courante, la concurrence se fait plutôt par les prix et les consommateurs ont des préférences hétérogènes. Les producteurs exploitent cette hétérogénéité en développant des stratégies de différenciation pour limiter la concurrence par les prix et obtenir un pouvoir de marché. Ces stratégies de différenciation peuvent reposer sur l'éco-conception et donc influencer le coût de gestion des déchets. Ainsi, les stratégies de différenciation peuvent être la source d'un pouvoir de marché pour les producteurs et en

⁵³Runkel (2003) analyse l'efficacité d'une REP caractérisée par une tarification au CMS d'élimination des déchets dans le cas d'un oligopole et d'une concurrence *à la Cournot*. En revanche, contrairement à Ino (2007), le modèle de Runkel (2003) est en dynamique. Dans cette thèse, nous avons fait le choix de nous centrer sur une analyse en statique. Ainsi, les hypothèses du modèle de Runkel (2003) ainsi que ses principales conclusions sont présentées dans l'encadré 4.

⁵⁴Ino (2007) complexifie son analyse en intégrant un marché du recyclage sur lequel les producteurs disposent d'un pouvoir de marché. Les matières recyclables sont vendues par les consommateurs aux producteurs. Les producteurs assurent les opérations de recyclage et utilisent les MPS en tant que facteurs de production ou les revendent à des producteurs fabriquant un autre bien. Sur le marché du recyclage, les producteurs s'engagent dans une concurrence *à la Cournot*. Les producteurs ont donc un pouvoir de marché sur les marchés du bien et du recyclage. Dans ce cas, une politique optimale suppose que le responsable supporte un coût inférieur ou supérieur au CMS d'élimination des déchets. Le coût supporté par le responsable diminue avec l'élasticité de la demande des ménages pour le bien et augmente avec l'élasticité de l'offre des ménages pour les matières recyclables.

même temps déterminer le coût de gestion des déchets. Dans ce contexte, il est intéressant de vérifier si une tarification au CMS de gestion des déchets décentralise toujours l'optimum social.

Dans la seconde partie de cette thèse, nous analysons l'efficacité d'une tarification au CMS de gestion des déchets en supposant que les producteurs développent des stratégies de différenciation qui leur permettent d'obtenir un pouvoir de marché. Egalement, ces stratégies de différenciation influencent le coût de gestion des déchets.

Encadré 4 : Hypothèses et conclusions du modèle de Runkel (2003)

Dans ce modèle, un bien homogène est vendu sur un marché oligopolistique. Sur ce marché, les producteurs s'engagent dans une concurrence *à la Cournot*. Les consommateurs n'achètent pas ce bien pour lui-même mais pour les services qu'il rend (des piles par exemple).

Ce modèle se compose de t périodes. Pour une période, chaque producteur détermine la quantité de bien qu'il met sur le marché et la durabilité du bien. La durabilité détermine le nombre de périodes durant lesquelles le bien rend des services aux consommateurs. Les décisions prises pour une période sont vraies pour toutes les autres périodes. A une période k , le modèle est caractérisé par un stock de biens et un stock de déchets. Le stock de biens correspond à la quantité de biens mis sur le marché pendant les k périodes et qui fonctionnent toujours. Le stock de déchets correspond aux biens mis sur le marché durant les k périodes et qui ne fonctionnent plus. Les déchets sont éliminés, ce qui génère un dommage environnemental non-pris en compte par le marché. On est donc en présence d'externalités. La durabilité affecte la production de déchets de deux manières. Pour un bien, une hausse de la durabilité retarde dans le temps la production de déchets. Pour un ensemble de périodes, la durabilité diminue la quantité de déchets. Supposons 4 périodes et un consommateur souhaitant utiliser les services d'un bien à chaque période. Si le bien a une durabilité de 4 ans, le consommateur utilise un bien et génère une unité de déchet. Si le bien a une durabilité de 2 ans, le consommateur utilise deux biens et génère deux unités de déchet. A partir de ce modèle, Runkel (2003) démontre qu'à l'équilibre non régulé, la durabilité est inférieure à la durabilité optimale. Par contre, la quantité de biens mis sur le marché, les stocks de déchets et de biens peuvent être supérieurs ou inférieurs au niveau optimal. L'introduction d'une REP caractérisée par une tarification au CMS d'élimination des déchets augmente la durabilité et diminue la quantité de biens mis sur le marché. Runkel (2003) démontre qu'une REP caractérisée par une tarification au CMS d'élimination des déchets ne décentralise pas l'optimum social. Une REP peut même diminuer le surplus social si le CMS d'élimination des déchets est élevé. Pour décentraliser l'optimum social, une REP caractérisée par une tarification au CMS d'élimination des déchets doit être couplée avec une subvention sur le stock de biens. Si cela n'est pas possible, la politique de second rang implique une tarification inférieure au CMS d'élimination des déchets.

**Partie 2 : Tarification au coût marginal
social de gestion des déchets et
différenciation des biens**

INTRODUCTION DE LA PARTIE 2

Dans cette seconde partie, nous regardons si une tarification au Coût Marginal Social (CMS) de gestion des déchets assure une gestion optimale des déchets en présence de stratégies de différenciation des producteurs et d'une concurrence par les prix. Pour de nombreux biens, les consommateurs ont des préférences hétérogènes et les producteurs exploitent cette hétérogénéité en proposant des qualités différentes d'un même bien pour limiter la concurrence en prix.

Prenons l'exemple d'une bouteille de jus d'orange. Généralement, les consommateurs sont confrontés à au moins deux qualités : une qualité inférieure (une marque distributeur par exemple) que nous notons L , et une qualité supérieure (la marque *joker* par exemple) que nous notons H . Tous les consommateurs s'accordent à dire que la qualité H est supérieure à la qualité L . Par conséquent, si ces deux qualités sont vendues au même prix, tous les consommateurs achètent la qualité H . La qualité L est donc vendue à un prix inférieur à la qualité H . Dans ce cas, certains consommateurs achètent la qualité H et d'autres la qualité L . Le choix de chaque consommateur dépend de son consentement à payer pour la qualité, et de l'écart de prix entre les deux qualités. Deux justifications ont été données pour expliquer les différences de consentement à payer des consommateurs⁵⁵ :

- les consommateurs ont un goût identique pour la qualité mais des salaires différents (Gabszewicz & Thisse, 1979) ;
- les consommateurs ont des salaires identiques mais des goûts différents pour la qualité (Mussa & Rosen, 1978).

Dans les deux cas, on parle de différenciation verticale des biens par la qualité. La différenciation verticale se caractérise donc par deux hypothèses :

- les consommateurs hiérarchisent les qualités de manière uniforme ;
- les consommateurs se différencient quant à leur consentement à payer pour la qualité.

⁵⁵Dans la seconde partie, nous retenons la justification proposée par Mussa & Rosen (1978). Toutefois, retenir la justification proposée par Gabszewicz & Thisse (1979) ne change pas les conclusions du modèle (Anderson, De Palma, & Thisse, 1992).

Pour les biens de consommation courante, le marché peut donc se représenter sous la forme d'un duopole⁵⁶ : un producteur produisant la qualité L et un producteur produisant la qualité H . Sur ce marché, ces deux producteurs se font concurrence par les prix⁵⁷. Ainsi, chaque producteur détermine d'abord la qualité puis le prix de son bien en connaissant parfaitement les choix de son concurrent. Cette hiérarchie des choix s'explique de deux manières. D'une part, le choix de la qualité affecte le coût de production du bien et donc son prix. D'autre part, le choix de la qualité est une décision de long terme alors que le choix du prix peut être modifié à court terme.

Une modification de la qualité peut augmenter le coût de production pour deux raisons : des dépenses en recherche & développement et l'utilisation de nouveaux matériaux ou de techniques de production plus onéreuses. Dans le premier cas, la modification de la qualité augmente les coûts fixes. Dans le second cas, la modification de la qualité augmente le coût variable de production. Pour les biens de consommation courante, une modification de la qualité impacte essentiellement le coût variable de production (Crampes & Hollander, 1995). Par conséquent, nous retenons un coût variable avec la qualité.

Pour résumer, dans cette seconde partie, le marché du bien correspond à un duopole avec une différenciation verticale des biens par la qualité : un producteur produit la qualité L et un producteur produit la qualité H . Ces producteurs se font concurrence par les prix et le coût de production de la qualité est supposé variable⁵⁸. Sur ce marché, une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP), caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets, est introduite⁵⁹. Par conséquent, une modification du choix de la qualité affecte, en plus du coût de production, le coût de gestion des déchets. Le choix de la qualité peut influencer positivement ou négativement le coût de gestion des déchets. Sachant que le choix de la qualité est un choix de long terme alors que le choix du prix est un choix de court terme, dans cette seconde partie nous analysons les conséquences de l'introduction d'une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets suivant deux scénarios : un scénario de court terme et un scénario de long terme.

⁵⁶Pour la représentation d'un marché avec une différenciation verticale et un nombre de producteurs supérieur à deux voir Gabszewicz & Thisse (1980), Shaked & Sutton (1982, 1983) et Cremer & Thisse (1999).

⁵⁷Pour une comparaison des résultats entre une concurrence par les quantités et une concurrence par les prix dans le cas d'un duopole et d'une différenciation verticale des biens, voir Motta (1993).

⁵⁸Pour une étude des choix de qualité et des prix dans le cas d'un duopole et d'une différenciation verticale des biens en l'absence de coût de production, voir Choi & Shin (1992) et Wauthy (1996).

⁵⁹Les conclusions dans le cas d'une Tarification Incitative (TI), non-développées ci-après, sont identiques à celles obtenues dans le cas d'une REP.

Dans le chapitre 3, nous nous situons à court terme. Suite à l'introduction d'une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets, les producteurs réagissent uniquement en modifiant leur prix. Le choix de la qualité n'est pas affecté par la mise en place de cette REP.

Dans le chapitre 4, nous nous situons à long terme. Suite à l'introduction d'une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets, chaque producteur modifie la qualité de son bien et donc son prix.

Chapitre 3 : Efficacité à court terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets

Dans ce chapitre, nous reprenons le modèle de Fleckinger & Glachant (2010). Dans ce modèle, deux producteurs sont capables de produire deux qualités : la qualité L et la qualité H . Sans régulation, les producteurs produisent des qualités différentes, un producteur produisant la qualité L et un autre la qualité H . Ainsi, nous supposons qu'il existe une demande positive pour les deux qualités. Sur ce marché, une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP) caractérisée par une tarification au Coût Marginal Social (CMS) de gestion des déchets est introduite⁶⁰.

L'introduction de cette REP ne modifie pas les niveaux des qualités L et H , par contre elle modifie les prix des biens et donc la répartition des consommateurs. Suivant la répartition des consommateurs après l'introduction de la REP, les producteurs peuvent continuer de se différencier ou cesser de se différencier (les deux producteurs produisant alors soit la qualité L soit la qualité H). Les producteurs cessent de se différencier si la demande pour une qualité devient nulle. Trois structures de marché sont donc possibles après l'introduction d'une REP :

- **Structure LH** : les demandes pour les deux qualités restent positives, le marché est différencié, un producteur produit la qualité L et l'autre la qualité H ;
- **Structure L** : la demande pour le bien de qualité H devient nulle, le marché n'est plus différencié, les deux producteurs produisent la qualité L ;
- **Structure H** : la demande pour le bien de qualité L devient nulle, le marché n'est plus différencié, les deux producteurs produisent la qualité H .

En l'absence de régulation, le marché est caractérisé par la structure de marché LH. Dans ce chapitre, nous analysons les conséquences de l'introduction d'une REP sur ce marché suivant trois scénarios :

- dans le premier scénario, nous supposons que la différenciation ne permet pas aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché, ce scénario correspond à l'**optimum social** ;
- dans le second scénario, la différenciation permet aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché, ce scénario correspond à une **REP individuelle** ;
- dans le troisième scénario, la différenciation permet aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché et ces producteurs se comportent comme un cartel, une organisation collective pour la gestion des déchets est donc supposée entraîner un

⁶⁰Tout au long de ce chapitre, la REP implique que les producteurs supportent le CMS de gestion des déchets.

comportement de collusion sur le marché du bien, ce scénario correspond à une **REP collective**.

Pour chacun de ces scénarios, nous calculons les quantités offertes pour chaque structure de marché et nous déterminons les conditions pour lesquelles le marché est différencié. Nous comparons ensuite les résultats d'une REP individuelle et d'une REP collective avec ceux de l'optimum social, puis les résultats d'une REP individuelle avec ceux d'une REP collective. Ces comparaisons soulignent que ni la REP individuelle ni la REP collective ne permettent de décentraliser l'optimum social. Par contre, une REP individuelle semble préférable à une REP collective.

Ce chapitre se divise en trois sections. Dans la section 1, nous présentons les hypothèses du modèle. Dans la section 2, nous déterminons les quantités demandées pour chaque structure de marché et les conditions de maintien de la différenciation dans le cas de l'optimum social. Dans la section 3, nous procédons aux mêmes calculs que dans la section 2 pour le cas d'une REP individuelle puis pour le cas d'une REP collective et chaque fois comparons ces résultats avec ceux de la section 2.

1 Le modèle

Sur ce marché, un producteur vend le bien de qualité L et un producteur vend le bien de qualité H à des prix notés respectivement p_L et p_H . Pour rappel, les ménages considèrent que la qualité H est supérieure à la qualité L ($\rho_H > \rho_L$).

Chaque consommateur a une préférence pour la qualité notée θ . Au sein des consommateurs, θ est distribué suivant une loi uniforme sur $[0,1]$. Le surplus d'un consommateur de type θ consommant une unité du bien de qualité ρ_i vendue à un prix p_i s'écrit de la manière suivante :

$$U(\theta, \rho_i, p_i) = \theta \rho_i - p_i \text{ avec } i = L, H \quad (3.1)$$

Le surplus d'un consommateur est égal à l'utilité provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité ρ_i diminuée du prix du bien (p_i). L'utilité se calcule comme le produit entre le niveau de qualité du bien (ρ_i) et la préférence des consommateurs pour cette qualité θ .

Les ménages mesurent l'écart entre les deux qualités comme étant égal à δ . Sans perte de généralité, nous posons ($\rho_L = 1$) et ($\rho_H = 1 + \delta$). L'écart en termes de coût de production est égal à c . Nous posons le coût de production de la qualité L comme étant égal à 0. Le coût de production de la qualité H est donc égal à c . La consommation d'une unité du bien, quelque soit sa qualité, génère des déchets. Le coût de gestion des déchets dépend exclusivement de la qualité de ce bien. Le CMS de gestion des déchets est noté respectivement w_L et w_H pour les biens de qualité L et H . L'écart entre les coûts de gestion répond à deux logiques :

- $w_H - w_L \geq 0$: le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H est supérieur ou égal au CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L . La qualité du bien porte sur une caractéristique dont l'amélioration augmente le coût de gestion des déchets ;
- $w_H - w_L < 0$: le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L est supérieur au CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H . La qualité du bien porte sur une caractéristique dont l'amélioration diminue le coût de gestion des déchets.

Pour illustrer ces deux logiques, nous prenons l'exemple des emballages. Dans le premier cas ($w_H - w_L \geq 0$), la qualité de l'emballage repose sur son aspect fonctionnel⁶¹ ; améliorer sa fonctionnalité implique une hausse du coût de gestion des déchets. Dans le second cas ($w_H - w_L < 0$), la préférence des consommateurs porte sur la recyclabilité de l'emballage ; améliorer sa recyclabilité diminue le coût de gestion des déchets.

Dans ce modèle, chaque ménage maximise son surplus (3.1) en arbitrant entre les trois options suivantes⁶²: l'**option N** (ne rien consommer), l'**option L** (consommer une unité du bien de qualité L) ou l'**option H** (consommer une unité du bien de qualité H). Pour chacune de ces options, le surplus d'un consommateur de type θ s'écrit respectivement :

$$U(\theta) = 0 \quad (3.2)$$

$$U_L(\theta, p_L) = \theta - p_L \quad (3.3)$$

$$U_H(\theta, p_H) = \theta(1 + \delta) - p_H \quad (3.4)$$

A partir de ces expressions, nous déterminons les fonctions de demande pour chaque structure de marché en supposant que les ménages représentent une masse égale à 1.

Nous déterminons successivement les fonctions de demande pour les structures de marché LH, L puis H.

1.1 Les fonctions de demande avec la structure de marché LH

Cette structure de marché implique une demande positive pour les deux qualités. La figure 14 représente la répartition des consommateurs avec la structure de marché LH.

⁶¹Par exemple, un bien divisé en différentes unités de consommation, chaque unité étant contenue dans un emballage ce qui facilite le transport d'une unité. On peut penser à un paquet de gâteaux où chacun est ou non contenu dans un emballage individuel.

⁶²Les consommateurs achètent au plus une unité du bien.

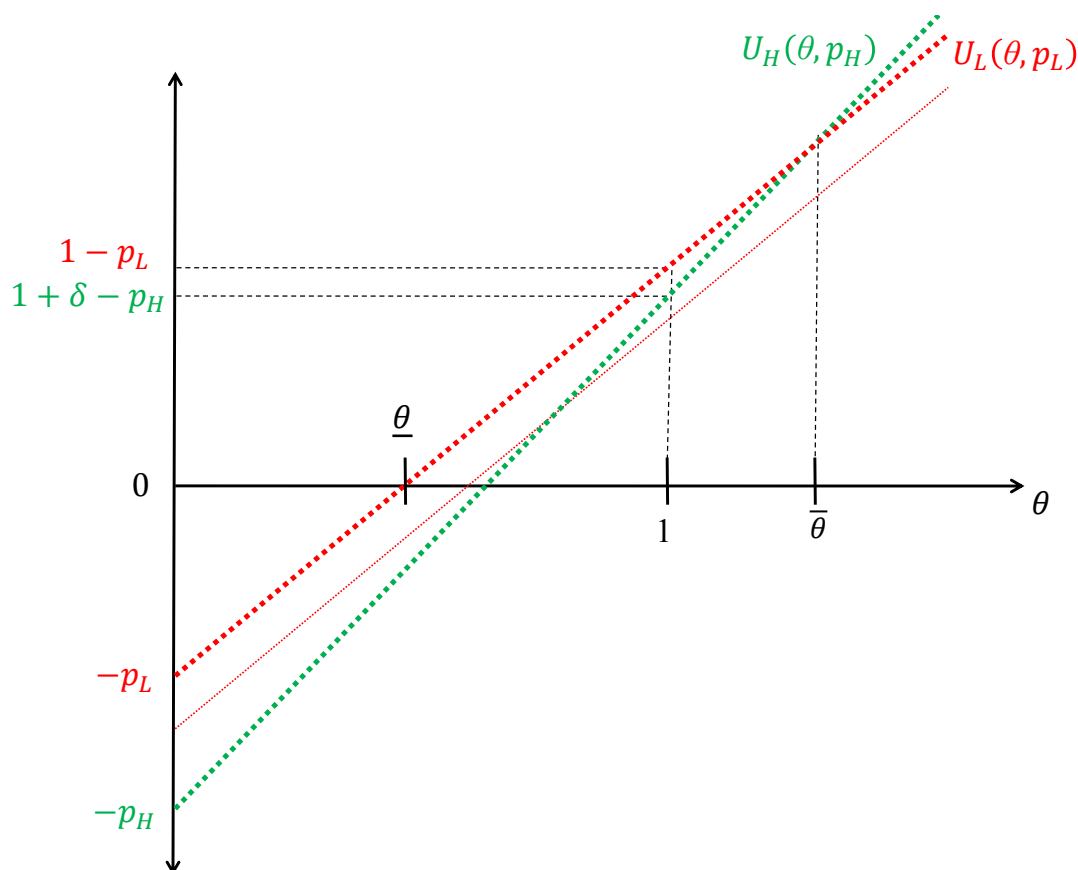


Figure 14 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché LH

La droite en vert $U_L(\theta, p_L)$ représente le surplus d'un consommateur de type θ qui consomme le bien de qualité L et la droite en rouge $U_H(\theta, p_H)$ représente le surplus d'un consommateur de type θ qui consomme le bien de qualité H .

$\underline{\theta}$ se situe au point d'intersection entre la droite $U_L(\theta, p_L)$ et l'axe des abscisses. Le consommateur de type $\underline{\theta}$ obtient donc un surplus identique en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité L . Ce consommateur est donc indifférent entre les options N et L.

$\bar{\theta}$ se situe au point d'intersection entre la droite $U_L(\theta, p_L)$ et la droite $U_H(\theta, p_H)$. Le consommateur de type $\bar{\theta}$ obtient un surplus identique en consommant une unité du bien de qualité L ou une unité du bien de qualité H . Ce consommateur est donc indifférent entre les options L et H.

Pour $\theta \in [0; \underline{\theta}]$, la valeur des deux surplus est négative. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle choisissent donc l'option N, ne rien consommer.

Pour $\theta \in [\underline{\theta}; \bar{\theta}]$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U_L(\theta, p_L)$ est au-dessus de la droite $U_H(\theta, p_H)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité L plutôt qu'en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité H . Ces consommateurs choisissent donc l'option L .

Pour $\theta \in [\underline{\theta}; 1]$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U_H(\theta, p_H)$ est au-dessus de la droite $U_L(\theta, p_L)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité H plutôt qu'en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité L . Ces consommateurs choisissent donc l'option H .

Par conséquent, les fonctions de demande s'écrivent de la manière suivante :

$$q_L(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \bar{\theta} - \underline{\theta} \quad (3.5)$$

$$q_H(\bar{\theta}) = 1 - \bar{\theta} \quad (3.6)$$

La répartition des consommateurs entre le bien de qualité L et le bien de qualité H dépend donc de la valeur des consommateurs indifférents $\underline{\theta}$ et $\bar{\theta}$. La structure de marché LH est vraie tant que les demandes pour les deux qualités (3.5) et (3.6) sont positives. Ces demandes sont positives si $0 < \underline{\theta} < \bar{\theta} < 1$. Or, une variation de p_L ou de p_H déplace la valeur des consommateurs indifférents. Par conséquent, l'introduction d'une REP, en modifiant les valeurs de p_L et de p_H , peut entraîner une demande nulle pour l'une des deux qualités.

Une diminution (respectivement une augmentation) de p_L entraîne un déplacement de la droite $U_L(\theta, p_L)$ parallèlement à elle-même vers le haut (respectivement vers le bas). $\underline{\theta}$ se déplace vers la gauche (respectivement vers la droite) et $\bar{\theta}$ se déplace vers la droite (respectivement vers la gauche). Le nombre de consommateurs choisissant le bien de qualité L augmente (respectivement diminue) pour deux raisons : de nouveaux consommateurs entrent sur le marché et choisissent le bien de qualité L (respectivement des consommateurs quittent le marché), et certains consommateurs passent du bien de qualité H au bien de qualité L (respectivement du bien L au bien H).

Une diminution (respectivement une augmentation) de p_H entraîne un déplacement parallèlement à elle-même et vers le haut (respectivement vers le bas) de la droite $U_H(\theta, p_H)$.

$\bar{\theta}$ se déplace vers la gauche (respectivement vers la droite). Cette variation diminue le nombre de consommateurs choisissant le bien L (respectivement augmente) au profit du bien H .

Nous prenons l'exemple d'une variation de p_L pour caractériser les fonctions de demande avec les structures de marché L et H ⁶³.

1.2 Les fonctions de demande avec la structure de marché L

Supposons que la valeur de p_L diminue, la droite $U_L(\theta, p_L)$ se déplace alors parallèlement à elle-même vers le haut, $\underline{\theta}$ se décale vers la droite et $\bar{\theta}$ vers la gauche. Les valeurs des consommateurs indifférents sont telles que $0 < \underline{\theta} < 1 < \bar{\theta}$, la demande pour la qualité H (3.6) est nulle. La figure 15 représente la répartition des consommateurs avec la structure de marché L.

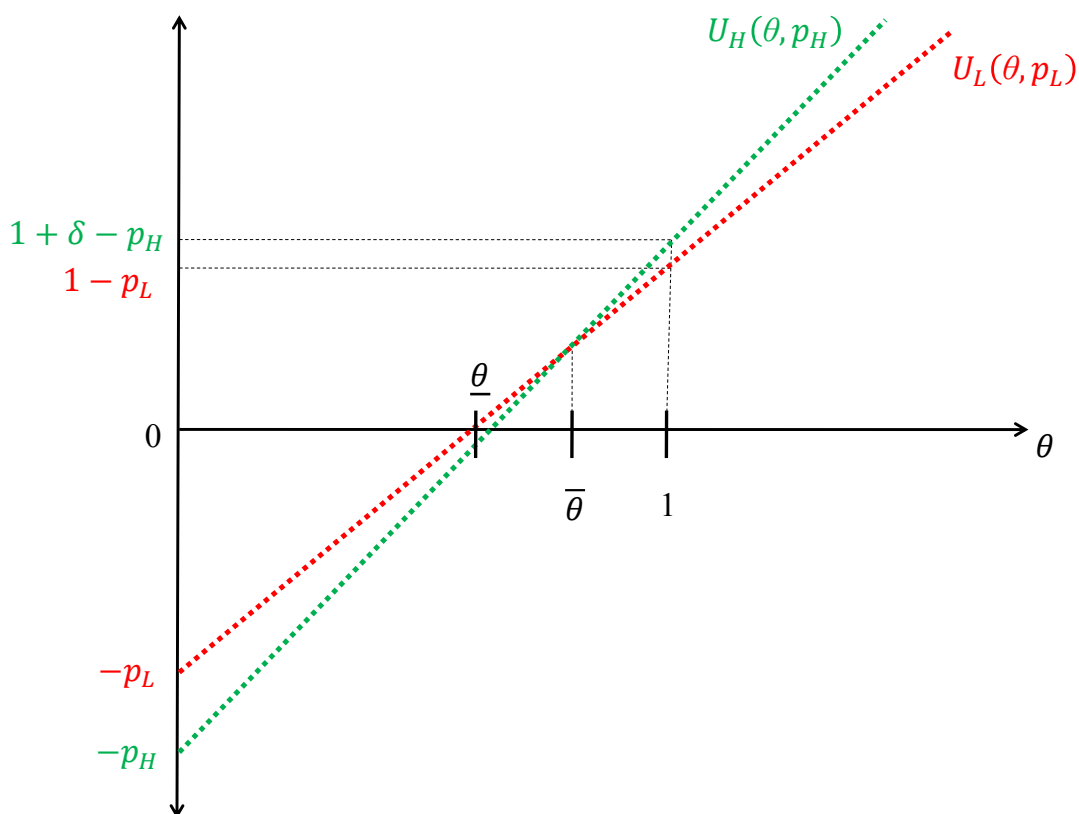


Figure 15 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché L

⁶³Le même exercice pourrait être fait avec p_H .

Pour $\theta \in [0; \underline{\theta}]$, la valeur des deux surplus est négative. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle choisissent l'option N, ne rien consommer.

Pour $\theta \in [\underline{\theta}; 1]$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U_L(\theta, p_L)$ est au-dessus de la droite $U_H(\theta, p_H)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité L plutôt qu'en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité H . Ces consommateurs choisissent donc l'option L.

Pour $\theta > \bar{\theta}$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U_H(\theta, p_H)$ est au-dessus de la droite $U_L(\theta, p_L)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle choisissent donc l'option H. Toutefois, ces consommateurs sont supposés avoir une préférence pour la qualité $\theta > 1$. Or, nous avons posé par hypothèse que $\theta \in [0; 1]$. Par conséquent, aucun consommateur ne choisit la qualité H .

La fonction de demande pour la qualité L s'écrit donc :

$$q_L(\underline{\theta}) = 1 - \underline{\theta} \quad (3.7)$$

1.3 La demande avec la structure de marché H

Supposons que la valeur de p_L augmente. La droite $U_L(\theta, p_L)$ se déplace parallèlement à elle-même vers le bas, $\underline{\theta}$ se décale vers la gauche et $\bar{\theta}$ vers la droite. Les valeurs des consommateurs indifférents sont telles que $0 < \bar{\theta} < \underline{\theta} < 1$, la demande pour la qualité L (3.5) est nulle. La figure 16 représente la répartition des consommateurs avec la structure de marché H.

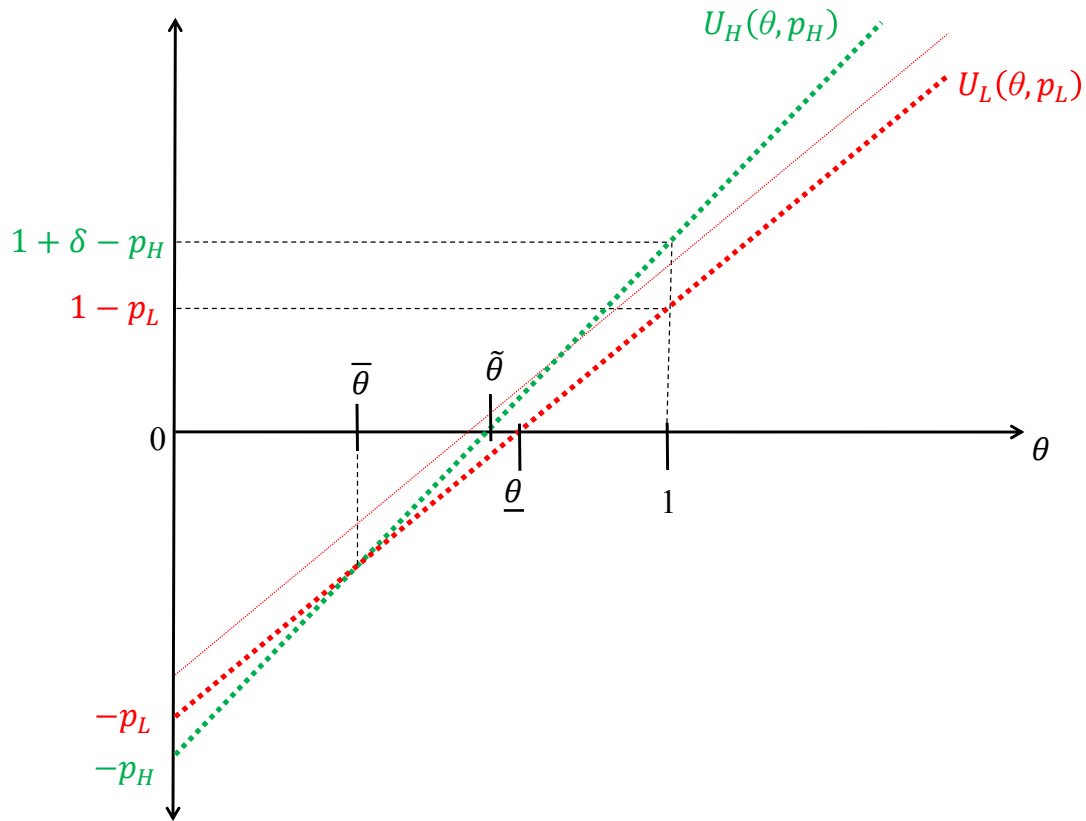


Figure 16 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché H

$\tilde{\theta}$ représente le point d'intersection entre la droite $U_H(\theta, p_H)$ et l'axe des abscisses. Un consommateur de type $\tilde{\theta}$ obtient un surplus identique en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité H , ce consommateur est donc indifférent entre les options N et H.

Pour $\theta \in [0; \tilde{\theta}[$, la valeur des deux surplus est négative. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle choisissent l'option N, ne rien consommer.

Pour $\theta \in [\tilde{\theta}; 1]$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U_H(\theta, p_H)$ est au-dessus de la droite $U_L(\theta, p_L)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité H plutôt qu'en ne consommant rien ou en consommant une unité du bien de qualité L . Ces consommateurs choisissent donc l'option H.

Si les deux surplus sont positifs, la droite $U_H(\theta, p_H)$ est nécessairement au-dessus de la droite $U_L(\theta, p_L)$ et aucun consommateur ne choisit la qualité L .

La fonction de demande pour la qualité H s'écrit donc :

$$q_H(\tilde{\theta}) = 1 - \tilde{\theta} \quad (3.8)$$

Les fonctions de demande pour chaque structure de marché étant maintenant caractérisées (3.5) – (3.8), dans la section suivante nous déterminons les valeurs des consommateurs indifférents à l'optimum social afin de déterminer les demandes optimales pour chaque structure de marché et en déduire les conditions optimales de maintien de la différenciation.

2 L'optimum social

A l'optimum social, les producteurs n'ont pas de pouvoir de marché. Le prix de chaque bien est donc égal à ses coûts de production et de gestion des déchets, soit ($p_L = w_L$) et ($p_H = c + w_H$). Ainsi, le surplus d'un consommateur de type θ s'écrit respectivement pour les options N, L et H de la manière suivante :

$$U(\theta) = 0 \quad (3.9)$$

$$U_L(\theta, \rho_L) = \theta - w_L \quad (3.10)$$

$$U_H(\theta, \rho_H) = \theta(1 + \delta) - c - w_H \quad (3.11)$$

Afin de garantir qu'au moins le consommateur de type ($\theta = 1$) ait un surplus positif en consommant une unité du bien de qualité L ou une unité du bien de qualité H , nous posons les hypothèses suivantes :

Hypothèse 1 : ($w_L < 1$) ce qui garantit que le consommateur de type ($\theta = 1$) a un surplus positif en consommant la qualité L ;

Hypothèse 2 : ($1 + \delta - c - w_H > 0$) ce qui garantit que le consommateur de type ($\theta = 1$) a un surplus positif en consommant la qualité H . Pour garantir que ($1 + \delta - c - w_H > 0$), nous posons les deux hypothèses suivantes :

- **Hypothèse 2a :** la mesure de l'écart de qualité par les consommateurs δ est nécessairement supérieure à l'écart de coût de production c entre les deux qualités. Nous supposons donc ($\delta > c$) ;
- **Hypothèse 2b :** le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H n'est pas excessif comparé au CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L ($w_H \leq 1$).

Pour rappel, la REP est introduite sur un marché caractérisé par la structure de marché LH. Après l'introduction d'une REP, la structure de marché LH est optimale si les demandes pour les deux qualités sont positives. Dans le cas contraire, la structure de marché L ou H est optimale.

Dans une première sous-section, nous déterminons les demandes optimales pour chaque structure de marché. Dans une seconde sous-section, nous déterminons les conditions de maintien de la différenciation⁶⁴.

2.1 Les demandes optimales

Nous noterons q_{LH}° et q_{HL}° les demandes optimales pour les qualités L et H avec la structure de marché LH, q_L° , la demande optimale pour la qualité L avec la structure de marché L et q_H° , la demande optimale pour la qualité H avec la structure de marché H.

Dans l'ordre, nous déterminons les demandes pour les structures de marché LH, L et H.

2.1.1 Les demandes optimales avec la structure de marché LH

La structure de marché LH se caractérise par les fonctions de demande suivantes :

$$q_{LH}(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \bar{\theta} - \underline{\theta} \quad (3.12)$$

$$q_{HL}(\bar{\theta}) = 1 - \bar{\theta} \quad (3.13)$$

A partir de ces fonctions de demande et sachant qu'un consommateur de type θ achetant la qualité L a un surplus égal à (3.10) et qu'un consommateur de type θ achetant la qualité H a un surplus égal à (3.11), l'expression du surplus social s'écrit de la manière suivante :

$$SS(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \int_{\underline{\theta}}^{\bar{\theta}} (\theta - w_L) d\theta + \int_{\bar{\theta}}^1 (\theta(1 + \delta) - c - w_H) d\theta \quad (3.14)$$

En maximisant l'expression du surplus social (3.14) par $\underline{\theta}$ puis par $\bar{\theta}$, les valeurs optimales des consommateurs indifférents entre les options N et L et les options L et H s'écrivent respectivement :

$$\underline{\theta}^\circ = w_L \quad (3.15)$$

⁶⁴Le détail des calculs relatifs à l'optimum social est donné en annexe (C.1).

$$\bar{\theta}^{\circ} = \frac{c + w_H - w_L}{\delta} \quad (3.16)$$

En substituant dans (3.12) et (3.13) $\underline{\theta}$ et $\bar{\theta}$ par leur valeur exprimée par (3.15) et (3.16), les demandes optimales sont égales à :

$$q_{LH}^{\circ} = \frac{c + w_H - w_L}{\delta} - w_L \quad (3.17)$$

$$q_{HL}^{\circ} = 1 - \frac{c + w_H - w_L}{\delta} \quad (3.18)$$

Les demandes optimales dépendent du rapport entre l'écart de coût entre les deux qualités ($c + w_H - w_L$) et l'écart de qualité évalué par les consommateurs (δ).

Si l'écart de qualité pour les consommateurs (δ) est grand (respectivement faible) comparé au différentiel de coût ($c + w_H - w_L$), alors la demande pour la qualité H (respectivement L) tend vers 1 et celle pour la qualité L (respectivement H) tend vers 0.

2.1.2 La demande optimale avec la structure de marché L

La structure de marché L se caractérise par la fonction de demande suivante :

$$q_L(\underline{\theta}) = 1 - \underline{\theta} \quad (3.19)$$

A partir de cette fonction de demande et sachant qu'un consommateur de type θ achetant la qualité L a un surplus égal à (3.10), l'expression du surplus social s'écrit de la manière suivante :

$$SS(\underline{\theta}) = \int_{\underline{\theta}}^1 (\theta - w_L) d\theta \quad (3.20)$$

En maximisant l'expression du surplus social (3.20) par $\underline{\theta}$, la valeur optimale du consommateur indifférent entre les options N et L s'écrit de la manière suivante :

$$\underline{\theta}^{\circ} = w_L \quad (3.21)$$

En substituant dans la fonction de demande (3.19) $\underline{\theta}$ par sa valeur exprimée en (3.21), la demande optimale pour le bien L est égale à :

$$q_L^{\circ} = 1 - w_L \quad (3.22)$$

L'hypothèse 1 garantit que cette demande est positive.

2.1.3 La demande optimale avec la structure de marché H

La structure de marché H se caractérise par la fonction de demande suivante :

$$q_H(\tilde{\theta}) = 1 - \tilde{\theta} \quad (3.23)$$

A partir de cette fonction de demande et sachant qu'un consommateur de type θ achetant la qualité H a un surplus égal à (3.11), l'expression du surplus social s'écrit de la manière suivante :

$$SS(\tilde{\theta}) = \int_{\tilde{\theta}}^1 (\theta(1 + \delta) - c - w_H) d\theta \quad (3.24)$$

En maximisant l'expression du surplus social (3.24) par $\tilde{\theta}$, la valeur optimale du consommateur indifférent entre les options N et H s'écrit de la manière suivante :

$$\tilde{\theta}^\circ = \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (3.25)$$

En substituant dans la fonction de demande (3.23) $\tilde{\theta}$ par sa valeur exprimée en (3.25), la demande optimale pour la qualité H s'écrit de la manière suivante :

$$q_H^\circ = 1 - \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (3.26)$$

L'hypothèse 2 assure que cette demande est nécessairement positive.

Les quantités optimales étant déterminées, nous pouvons maintenant établir les conditions optimales de maintien de la différenciation.

2.2 Les conditions optimales de maintien de la différenciation

Le marché est différencié si les demandes optimales avec la structure de marché LH (3.17) et (3.18) sont positives. Nous déterminons d'abord dans quelles conditions la demande pour la qualité L (3.17) devient nulle puis dans quelles conditions la demande pour la qualité H (3.18) devient nulle. Nous en déduisons alors les conditions optimales de maintien de la différenciation.

La demande pour la qualité L (3.17) devient nulle si :

$$w_L - w_H \geq c - \delta w_L \quad (3.27)$$

La demande pour la qualité H (3.18) devient nulle si :

$$w_L - w_H \leq -(\delta - c) \quad (3.28)$$

La condition (3.28) indique que si la qualité H est la qualité verte ($w_L > w_H$), il existe nécessairement une demande positive pour cette qualité. En effet, l'hypothèse 2a implique que ($\delta > c$), et par conséquent ($-(\delta - c) < 0$). Ainsi, on a nécessairement ($w_L - w_H > -(\delta - c)$).

A partir des conditions (3.27) et (3.28), la différenciation est optimale si l'écart entre le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L et le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H est compris dans l'intervalle suivant :

$$-(\delta - c) < w_L - w_H < c - \delta w_L \quad (3.29)$$

Les résultats de cette section peuvent être résumés de la manière suivante :

- si $-(\delta - c) \leq w_L - w_H \leq c - \delta w_L$, alors la structure de marché optimale est la structure LH et les demandes optimales sont égales à $q_{LH}^\circ = \frac{c+w_H-w_L}{\delta} - w_L$ et $q_{HL}^\circ = 1 - \frac{c+w_H-w_L}{\delta}$.
- si $w_L - w_H > -(\delta - c)$, alors la structure de marché optimale est la structure L et la demande optimale est égale à $q_L^\circ = 1 - w_L$.
- si $w_L - w_H < c - \delta w_L$, alors la structure de marché optimale est la structure H et la demande optimale est égale à $q_H^\circ = 1 - \frac{c+w_H}{1+\delta}$.

Dans la section suivante, nous déterminons les valeurs des consommateurs indifférents à l'équilibre économique. A partir de ces valeurs, nous déterminons les demandes à l'équilibre économique pour chaque structure de marché. Nous terminons en présentant les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique.

3 L'équilibre économique

En l'absence de régulation, l'hypothèse 2a garantit que les demandes pour les deux qualités sont positives, le marché est donc caractérisé par la structure de marché LH.

L'équilibre économique correspond alors à un équilibre parfait en sous-jeu, soit un équilibre de Nash à chaque étape du jeu. Le jeu se compose de deux étapes, la première étape est le

choix de la qualité et la seconde étape est le choix du prix. Fleckinger & Glachant (2010) supposent que, pour les deux étapes, les choix des producteurs sont simultanés.

Avec l'hypothèse d'un choix simultané pour la qualité et en l'absence de coopération, deux équilibres de Nash sont possibles : un producteur produit la qualité L et son concurrent produit la qualité H , ou l'inverse. Par conséquent, il existe un problème de coordination puisque les deux producteurs ne peuvent pas collaborer. Pour résoudre cette difficulté, Fleckinger & Glachant (2010) supposent l'existence d'un mécanisme de coordination allouant nécessairement un producteur à la production du bien de qualité H et un producteur à la production du bien de qualité L .

Une autre possibilité est de considérer un choix de la qualité séquentiel plutôt que simultané. Les deux producteurs produisent initialement la qualité L . Ensuite, la qualité H est mise au point et elle est proposée à un premier producteur. La figure 17 représente l'arbre du jeu avec un choix séquentiel de la qualité.

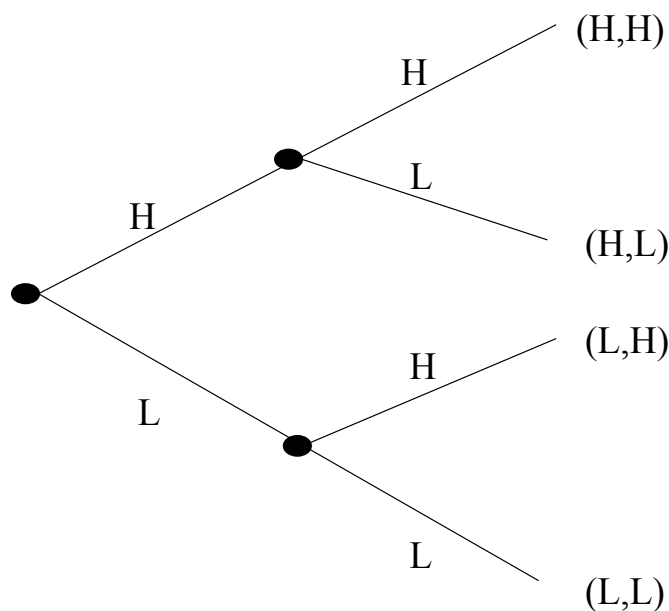


Figure 17 : Arbres du jeu avec un choix séquentiel de la qualité

Dans ce cas, le premier producteur adopte nécessairement la qualité H puisqu'elle lui permet d'obtenir un profit positif. Le second producteur choisit alors de continuer à produire la qualité L puisque c'est l'unique solution lui permettant d'obtenir un profit positif⁶⁵.

⁶⁵Avec un choix séquentiel de la qualité, un seul équilibre de Nash est possible : le premier producteur choisit la qualité H et le second producteur produit la qualité L . Par conséquent, il n'existe pas de problème de coordination.

A l'équilibre économique non-régulé, le marché est caractérisé par la structure LH. Sur ce marché, nous analysons les conséquences de l'introduction d'une REP individuelle puis d'une REP collective.

Dans une première sous-section, nous déterminons les quantités et les conditions de maintien de la différenciation dans le cas d'une REP individuelle. Dans une seconde sous-section, nous déterminons les quantités et les conditions de maintien de la différenciation dans le cas d'une REP collective.

3.1 L'équilibre économique avec une REP individuelle

Avec une REP individuelle, les producteurs prennent leurs décisions sans coopérer. Suite à l'introduction d'une REP individuelle, soit les producteurs continuent de se différencier, soit ils cessent de se différencier. Dans le premier cas, l'équilibre économique correspond à un duopole *à la* Bertrand avec une différenciation des biens. Les producteurs obtiennent des profits positifs. Dans le second cas, l'équilibre économique correspond à un duopole *à la* Bertrand sans différenciation. Les producteurs obtiennent des profits nuls. Par conséquent, les producteurs cessent de se différencier uniquement si la demande pour l'une des deux qualités devient nulle.

Nous déterminons d'abord les quantités demandées à l'équilibre économique suite à l'introduction d'une REP individuelle pour chaque structure de marché. Ensuite, nous déterminons les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique après l'introduction d'une REP individuelle⁶⁶.

3.1.1 Les demandes à l'équilibre économique avec une REP individuelle

Nous notons respectivement π_{jk}^* , p_{jk}^* et q_{jk}^* le profit, le prix et la demande du producteur produisant la qualité j quand son concurrent produit la qualité k avec la structure de marché LH, avec $j = L, H$ et $k = L, H$ mais $k \neq j$. Nous notons p_j^* et q_j^* le prix du bien de qualité j et la quantité du bien de qualité j produite par les deux producteurs avec la structure de marché j , avec $j = L, H$.

3.1.1.1 La structure de marché LH

Le surplus d'un consommateur de type θ s'écrit respectivement pour les options N, L et H de la manière suivante :

⁶⁶Le détail des calculs relatifs à l'équilibre économique avec une REP individuelle est donné en annexe (C.2).

$$U(\theta) = 0 \quad (3.30)$$

$$U_L(\theta, p_{LH}) = \theta - p_{LH} \quad (3.31)$$

$$U_H(\theta, p_{HL}) = \theta(1 + \delta) - p_{HL} \quad (3.32)$$

La structure de marché LH se caractérise par les fonctions de demande suivantes :

$$q_{LH}(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \bar{\theta} - \underline{\theta} \quad (3.33)$$

$$q_{HL}(\bar{\theta}) = 1 - \bar{\theta} \quad (3.34)$$

Le consommateur de type $\underline{\theta}$ obtient un surplus identique en choisissant l'option N ou l'option L, la valeur de $\underline{\theta}$ est donc déterminée par l'égalité entre (3.30) et (3.31), soit :

$$\underline{\theta} = p_{LH} \quad (3.35)$$

Le consommateur de type $\bar{\theta}$ obtient un surplus identique en choisissant l'option L ou l'option H, la valeur de $\bar{\theta}$ est donc déterminée par l'égalité entre (3.31) et (3.32), soit :

$$\bar{\theta} = \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} \quad (3.36)$$

En substituant dans les fonctions de demande (3.33) et (3.34) $\underline{\theta}$ et $\bar{\theta}$ par leur valeur exprimée en (3.35) et (3.36), les fonctions de demande pour les deux qualités s'écrivent alors de la manière suivante :

$$q_{LH}(p_{LH}, p_{HL}) = \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} - p_{LH} \quad (3.37)$$

$$q_{HL}(p_{LH}, p_{HL}) = 1 - \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} \quad (3.38)$$

Sous la contrainte de ces fonctions de demande, chaque producteur choisit son prix de manière à maximiser son profit. Sachant que les producteurs sont soumis à une REP individuelle, les fonctions de profit du producteur L et du producteur H s'écrivent respectivement :

$$\pi_{LH}(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{LH} - w_L)q_{LH} \quad (3.39)$$

$$\pi_{HL}(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{HL} - c - w_H)q_{HL} \quad (3.40)$$

Nous commençons par déterminer les prix à l'équilibre de Nash. En substituant dans les fonctions de profit (3.39) et (3.40), q_{LH} et q_{HL} par leur expression donnée en (3.37) et (3.38),

puis en maximisant le profit (3.39) par p_{LH} et le profit (3.40) par p_{HL} , les prix à l'équilibre s'écrivent de la manière suivante :

$$p_{LH}^* = \frac{w_H + \delta + c + 2w_L(1 + \delta)}{(3 + 4\delta)} \quad (3.41)$$

$$p_{HL}^* = \frac{(1 + \delta)w_L + 2(w_H + \delta + c)(1 + \delta)}{(3 + 4\delta)} \quad (3.42)$$

En substituant dans les fonctions de demande (3.37) et (3.38) p_{LH} et p_{HL} par leur valeur à l'équilibre économique donnée en (3.41) et (3.42), les demandes à l'équilibre sont égales à :

$$q_{LH}^* = \frac{(1 + \delta)(c - (w_L - w_H) - \delta w_L + \delta(1 - w_L))}{\delta(3 + 4\delta)} \quad (3.43)$$

$$q_{HL}^* = \frac{(1 + \delta)(2\delta - c + w_L - w_H) - \delta(c + w_H)}{\delta(3 + 4\delta)} \quad (3.44)$$

En substituant dans les fonctions de profit (3.39) et (3.40) p_{LH} , p_{HL} , q_{LH} et q_{HL} par leur valeur à l'équilibre donnée respectivement en (3.41), (3.42), (3.43) et (3.44), les profits à l'équilibre sont égaux à :

$$\pi_{LH}^* = \frac{(1 + \delta)(c - (w_L - w_H) - \delta w_L + \delta(1 - w_L))^2}{\delta(3 + 4\delta)^2} \quad (3.45)$$

$$\pi_{HL}^* = \frac{((1 + \delta)(2\delta - c + w_L - w_H) - \delta(c + w_H))^2}{\delta(3 + 4\delta)^2} \quad (3.46)$$

3.1.1.2 La structure de marché L

Avec la structure de marché L, le surplus d'un consommateur de type θ s'écrit respectivement, pour les options N et L, de la manière suivante :

$$U(\theta) = 0 \quad (3.47)$$

$$U_L(\theta, p_L) = \theta - p_L \quad (3.48)$$

La structure de marché L se caractérise par la fonction de demande suivante :

$$q_L(\underline{\theta}) = 1 - \underline{\theta} \quad (3.49)$$

Le consommateur de type $\underline{\theta}$ obtient un surplus identique en choisissant l'option N ou l'option L. Pour ce consommateur, le surplus exprimé en (3.47) est égal au surplus exprimé en (3.48). La valeur de $\underline{\theta}$ s'écrit donc :

$$\underline{\theta} = p_L \quad (3.50)$$

En substituant $\underline{\theta}$ par sa valeur exprimée en (3.50) dans la fonction de demande (3.49), cette dernière se réécrit de la manière suivante :

$$q_L(p_L) = 1 - p_L \quad (3.51)$$

Avec la structure de marché L , l'équilibre économique correspond à un duopole à la Bertrand sans différenciation. Par conséquent, le prix du bien est égal aux coûts de production et de gestion des déchets soit ($p_L^* = w_L$), la demande à l'équilibre pour la qualité L s'écrit donc :

$$q_L^* = 1 - w_L \quad (3.52)$$

L'hypothèse 1 garantit que cette demande est positive.

3.1.1.3 La demande avec la structure de marché H

Avec la structure de marché H , le surplus d'un consommateur de type θ s'écrit respectivement, pour les options N et H , de la manière suivante :

$$U(\theta) = 0 \quad (3.53)$$

$$U_H(\theta, \rho_H, p_H) = \theta(1 + \delta) - p_H \quad (3.54)$$

Pour rappel, la structure de marché H se caractérise par la fonction de demande suivante :

$$q_H(\tilde{\theta}) = 1 - \tilde{\theta} \quad (3.55)$$

Le consommateur de type $\tilde{\theta}$ est indifférent entre les options N et H , ces deux options lui procurant le même surplus. Pour un consommateur de type $\tilde{\theta}$, le surplus exprimé en (3.53) est égal au surplus exprimé en (3.54). La valeur de $\tilde{\theta}$ est égale à :

$$\tilde{\theta} = \frac{p_H}{1 + \delta} \quad (3.56)$$

En substituant $\tilde{\theta}$ par sa valeur exprimée en (3.56) dans la fonction de demande (3.55), elle s'écrit alors de la manière suivante :

$$q_H(p_H) = 1 - \frac{p_H}{1 + \delta} \quad (3.57)$$

Avec la structure de marché H , l'équilibre économique correspond à un duopole à la Bertrand sans différenciation. Le prix du bien est égal aux coûts de production et de gestion des déchets, soit ($p_H^* = c + w_H$), la demande à l'équilibre pour la qualité H s'écrit donc :

$$q_H^* = 1 - \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (3.58)$$

L'hypothèse 2 garantit que cette demande soit positive.

Les quantités demandées à l'équilibre économique avec une REP individuelle étant déterminées pour chaque structure de marché, nous pouvons maintenant caractériser les conditions de maintien de la différenciation.

3.1.2 Les conditions de différenciation à l'équilibre économique avec une REP individuelle

Avec une REP individuelle, les producteurs réalisent un profit positif uniquement s'ils se différencient. Dans le cas contraire, les producteurs réalisent un profit nul. Par conséquent, les producteurs cessent de se différencier uniquement si la demande pour l'une des deux qualités devient nulle.

Le marché est donc différencié si les demandes avec la structure de marché LH (3.43) et (3.44) sont positives. Nous déterminons d'abord dans quelles conditions la demande pour la qualité L devient nulle puis dans quelles conditions la demande pour la qualité H devient nulle. Nous en déduisons alors les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique avec une REP individuelle.

La demande pour la qualité L (3.43) devient nulle si :

$$w_L - w_H \geq c - \delta w_L + \delta(1 - w_L) \quad (3.59)$$

La demande pour la qualité H (3.44) devient nulle si :

$$w_L - w_H \leq -(\delta - c) - \delta \left(1 - \frac{c + w_H}{1 + \delta}\right) \quad (3.60)$$

Comme pour l'optimum social, la demande pour la qualité H est nécessairement positive si cette qualité est la qualité verte ($w_L > w_H$). En effet, l'hypothèse 2a garantit que ($\delta > c$) et les hypothèses 2a et 2b garantissent que ($1 - \frac{c+w_H}{1+\delta} > 0$).

Dans la suite du chapitre, nous adoptons les notations suivantes :

$$\alpha_1 = -(\delta - c) - \delta \left(1 - \frac{c + w_H}{1 + \delta}\right) \quad (3.61)$$

$$\alpha_2 = c - \delta w_L + \delta(1 - w_L) \quad (3.62)$$

A partir des conditions (3.59) et (3.60), les producteurs se différencient si l'écart entre le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L et le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H est compris dans l'intervalle suivant :

$$\alpha_1 < w_L - w_H < \alpha_2 \quad (3.63)$$

Les demandes et les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique avec une REP individuelle étant caractérisées, nous comparons maintenant les résultats d'une REP individuelle avec ceux de l'optimum social.

3.1.3 Comparaison entre l'optimum social et l'équilibre économique avec une REP individuelle

Le tableau présente les structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique avec une REP individuelle.

	A	B	C	D	E
$w_L - w_H$	$< \alpha_1$	$\alpha_1 < \leq -(\delta - c)$	$-(\delta - c) < < c - \delta w_L$	$c - \delta w_L \leq < \alpha_2$	$\alpha_2 < .$
Optimum	L	L	LH	H	H
REP individuelle	L	LH	LH	LH	H

Tableau 2 : Comparaison des structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique avec une REP individuelle

Une REP individuelle décentralise l'optimum social si elle supprime la différenciation (situations A et E). Dans le cas contraire, une REP individuelle ne décentralise pas l'optimum social.

Dans les situations A et E, les demandes à l'équilibre économique (3.52) et (3.58) sont égales aux demandes optimales (3.22) et (3.26). En l'absence de différenciation, donc de pouvoir de marché, une REP individuelle décentralise l'optimum social.

Dans la situation C, les quantités offertes à l'équilibre économique (3.43) et (3.44) sont inférieures aux quantités optimales (3.17) et (3.18). Dans cette situation, la REP individuelle

assure la bonne structure de marché mais les quantités offertes sont inférieures aux quantités optimales⁶⁷.

Dans les situations B et D, la structure du marché n'est pas optimale, les producteurs continuant à se différencier alors qu'il est optimal qu'une seule qualité soit mise sur le marché. Les producteurs maintiennent une différenciation pour conserver leur pouvoir de marché et obtenir des profits positifs. Les quantités offertes sont inférieures aux quantités optimales.

En conclusion, une REP individuelle décentralise l'optimum social si elle supprime la différenciation, donc le pouvoir de marché des producteurs. Par contre, si la REP individuelle ne supprime pas la différenciation – les producteurs conservent un pouvoir de marché – alors elle ne décentralise pas l'optimum social.

Nous étudions maintenant le cas de la REP collective.

3.2 L'équilibre économique avec une REP collective

Dans le cas d'une REP collective, les producteurs coopèrent pour prendre leur décision. Nous supposons donc que la mise en place d'une REP collective entraîne un comportement de collusion des producteurs sur le marché du bien.

En l'absence de régulation, le marché est caractérisé par la structure de marché LH. Suite à l'introduction d'une REP collective, deux cas sont alors possibles. Dans le premier cas, les producteurs continuent à se différencier et l'équilibre économique correspond à un monopole discriminant. Dans le second cas, les producteurs cessent de se différencier et l'équilibre économique correspond à un monopole classique. Dans les deux cas, les producteurs ont des profits positifs. Par conséquent, les producteurs cessent de se différencier si le profit du monopole classique est supérieur au profit du monopole discriminant.

Nous déterminons d'abord les demandes des consommateurs puis les profits des producteurs pour chaque structure de marché. Nous caractérisons ensuite les conditions pour lesquelles les producteurs continuent à se différencier suite à l'introduction d'une REP collective⁶⁸.

⁶⁷Une preuve est donnée en annexe du papier de Fleckinger & Glachant (2010).

⁶⁸Les calculs relatifs à l'équilibre économique avec une REP collective sont détaillés en annexe (C.3).

3.2.1 Demandes des consommateurs et profits des producteurs à l'équilibre

Dans le cas du monopole discriminant, nous notons p_{jk}^{**} et q_{jk}^{**} le prix et la demande du bien à l'équilibre du producteur j quand le second producteur produit la qualité H , avec $j = L, H$ et $k = L, H$ mais $k \neq j$. Nous notons π le profit du monopole discriminant.

Dans le cas du monopole classique, nous notons p_j , q_j et π_j le prix, la demande et le profit du monopole produisant la qualité j avec $j = L, H$.

3.2.1.1 Structure de marché LH

Les fonctions de demande sont identiques à celles d'une REP individuelle (3.37) et (3.38), elles s'écrivent donc :

$$q_{LH}(p_{LH}, p_{HL}) = \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} - p_{LH} \quad (3.64)$$

$$q_{HL}(p_{LH}, p_{HL}) = 1 - \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} \quad (3.65)$$

Le monopole discriminant cherche à maximiser son profit sous la contrainte des fonctions de demande (3.64) et (3.65). La fonction de profit du monopole discriminant s'écrit de la manière suivante :

$$\pi(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{LH} - w_L)q_{LH} + (p_{HL} - c - w_H)q_{HL} \quad (3.66)$$

Nous commençons par déterminer les prix à l'équilibre de Nash. En substituant dans la fonction de profit du monopole discriminant (3.66) q_{LH} et q_{HL} par leur expression donnée en (3.64) et (3.65), et en maximisant le profit par p_{LH} puis par p_{HL} , les prix à l'équilibre s'écrivent de la manière suivante :

$$p_{LH}^{**} = \frac{1 + w_L}{2} \quad (3.67)$$

$$p_{HL}^{**} = \frac{1 + \delta + c + w_H}{2} \quad (3.68)$$

En substituant dans les fonctions de demande (3.64) et (3.65) p_{LH} et p_{HL} par leur valeur à l'équilibre donnée en (3.67) et en (3.68), les demandes, à l'équilibre, s'écrivent donc :

$$q_{LH}^{**} = \frac{c - (w_L - w_H) - \delta w_L}{2\delta} \quad (3.69)$$

$$q_{HL}^{**} = \frac{\delta + (w_L - w_H) - c}{2\delta} \quad (3.70)$$

En substituant dans la fonction de profit (3.66) p_{LH} , p_{HL} , q_{LH} et q_{HL} par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (3.67), (3.68), (3.69) et (3.70), le profit, à l'équilibre, est égal à :

$$\pi^{**} = \frac{(c - \delta + w_H - w_L)^2 + \delta(1 - w_L)^2}{4\delta} \quad (3.71)$$

3.2.1.2 Structure de marché L

La fonction de demande est identique à celle déterminée dans le cas d'une REP individuelle (3.51). Elle s'écrit donc :

$$q_L(p_L) = 1 - p_L \quad (3.72)$$

Sous la contrainte de la fonction de demande (3.72), le monopole classique maximise sa fonction de profit qui s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_L(p_L) = (p_L - w_L)q_L \quad (3.73)$$

Pour déterminer le prix à l'équilibre du monopole classique, nous substituons dans la fonction de profit (3.73) q_L par son expression donnée en (3.72). En maximisant la fonction de profit par p_L , le prix à l'équilibre du monopole classique s'écrit de la manière suivante :

$$p_L^{**} = \frac{1 + w_L}{2} \quad (3.74)$$

En substituant dans la fonction de demande (3.72) p_L par sa valeur exprimée en (3.74), la demande à l'équilibre s'écrit de la façon suivante :

$$q_L^{**} = \frac{1 - w_L}{2} \quad (3.75)$$

L'hypothèse 1 garantit que la demande du monopole classique est positive.

En substituant dans la fonction de profit (3.73) p_L et q_L par leur valeur exprimée respectivement en (3.74) et en (3.75), le profit à l'équilibre s'écrit alors :

$$\pi_L^{**} = \frac{(1 - w_L)^2}{2} \quad (3.76)$$

3.2.1.3 Structure de marché H

La fonction de demande pour la qualité H est identique à celle déterminée dans le cas d'une REP individuelle (3.57). Elle s'écrit donc :

$$q_H(p_H) = 1 - \frac{p_H}{1 + \delta} \quad (3.77)$$

Sous la contrainte de la fonction de demande (3.77), le monopole classique maximise sa fonction de profit qui s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_H(p_H) = (p_H - c - w_H)q_H \quad (3.78)$$

En substituant dans la fonction de profit (3.78) q_H par son expression donnée en (3.77) puis en maximisant le profit par p_H , le prix d'équilibre du monopole classique s'écrit de la manière suivante :

$$p_H^{**} = \frac{1 + \delta + c + w_H}{2} \quad (3.79)$$

En substituant dans la fonction de demande (3.77) p_H par sa valeur donnée en (3.79), la demande à l'équilibre s'écrit alors :

$$q_H^{**} = \frac{1 + \delta - c - w_H}{2(1 + \delta)} \quad (3.80)$$

Les hypothèses 2a et 2b garantissent que la demande pour la qualité H est positive.

En substituant dans la fonction de profit (3.78) p_H et q_H par leur valeur exprimée en (3.79) et (3.80), le profit à l'équilibre est égal à :

$$\pi_H^{**} = \frac{(1 + \delta - c - w_H)^2}{4(1 + \delta)} \quad (3.81)$$

Les profits pour chaque structure de marché étant caractérisés par les équations (3.71), (3.76) et (3.81), nous comparons les profits pour déterminer sous quelles conditions les producteurs maintiennent la différenciation.

3.2.2 Les conditions de maintien de la différenciation

Le profit du monopole discriminant est toujours supérieur à celui d'un monopole classique⁶⁹. L'équilibre économique est donc caractérisé par la structure de marché LH tant que les demandes pour les deux qualités sont positives.

Le marché est différencié si les demandes avec la structure de marché LH sont positives. Nous déterminons d'abord dans quelles conditions la demande pour la qualité L devient nulle puis dans quelles conditions la demande pour la qualité H devient nulle. Nous en déduisons

⁶⁹Une preuve est donnée en annexe (C.3).

alors les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique avec une REP collective.

La demande pour la qualité L (3.69) est nulle si :

$$w_L - w_H \geq c - \delta w_L \quad (3.82)$$

La demande pour la qualité H (3.70) est nulle si :

$$w_L - w_H \leq -(\delta - c) \quad (3.83)$$

A partir des conditions (3.82) et (3.83), les producteurs se différencient si l'écart entre le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité L et le CMS de gestion des déchets provenant de la consommation d'une unité du bien de qualité H est compris dans l'intervalle suivant :

$$-(\delta - c) < w_L - w_H < c - \delta w_L \quad (3.84)$$

Les quantités demandées et les conditions de maintien de la différenciation à l'équilibre économique avec une REP collective étant caractérisées, nous comparons maintenant les résultats d'une REP collective avec ceux de l'optimum social.

3.2.3 Comparaison avec l'optimum social

La condition de maintien de la différenciation (3.84) est identique à celle de l'optimum social (3.29). Par conséquent, la REP collective supprime la différenciation lorsque celle-ci n'est pas optimale. En revanche, pour toutes les structures de marché, les quantités offertes à l'équilibre économique avec une REP collective sont inférieures aux quantités optimales. Une REP collective ne permet pas de décentraliser l'optimum social. Dans l'encadré 5, nous apportons un complément à l'analyse de Fleckinger & Glachant (2010) en démontrant qu'une REP collective décentralise l'optimum social si les producteurs supportent un coût inférieur à l'optimum social⁷⁰.

Pour terminer, nous comparons les résultats d'une REP individuelle avec ceux d'une REP collective.

⁷⁰Ce résultat est également vrai dans le cas d'une REP individuelle. Cependant, les taux des taxes sont relativement complexes à interpréter. Cette politique semble donc difficile à mettre en œuvre.

Encadré 5 : Modulation du principe de tarification au CMS de gestion des déchets et REP collective

Supposons que le régulateur détermine librement le coût de gestion des déchets supporté par les producteurs. Le régulateur applique une taxe sur le bien de qualité L et une taxe sur le bien de qualité H , notées respectivement t_L et t_H . Fleckinger & Glachant (2010) supposent qu'une REP se traduit par une tarification au CMS de gestion des déchets soit : $t_L = w_L$ et $t_H = w_H$. Or, si le régulateur fixe librement le taux de ces deux instruments, il décentralise l'optimum social avec la politique suivante :

$$t_L = w_L - (1 - w_L) ; t_H = w_H - (1 - w_H) - (\delta - c)$$

Pour les deux qualités, les producteurs supportent un coût inférieur au CMS d'élimination des déchets.

Pour la qualité L , le taux de la taxe s'éloigne du CMS de gestion des déchets avec l'effort d'éco-conception ($1 - w_L$). Pour rappel, nous avons posé $w_L < 1$. Par conséquent, $(1 - w_L)$ mesure l'écart entre le coût maximal de gestion d'une unité de déchet et le coût réel.

Pour la qualité H , le taux de la taxe s'éloigne du CMS de gestion des déchets avec l'effort d'éco-conception ($1 - w_H$) et avec l'écart entre le différentiel de qualités mesuré par les consommateurs (δ) et le différentiel de coûts de production (c). Comme nous avons posé ($\delta > c$), le taux de la taxe sur le bien de qualité H peut être négatif si le différentiel de qualités mesuré par les consommateurs (δ) est élevé comparé au différentiel de coûts de production (c).

Ces résultats confirment ceux de Runkel (2003) et d'Ino (2007). En présence d'un pouvoir de marché des producteurs, le coût supporté par les producteurs doit être inférieur au CMS de gestion des déchets.

3.2.4 Comparaison des résultats entre une REP individuelle et une REP collective

Le tableau 3 détaille les structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique avec une REP individuelle et avec une REP collective.

	A	B	C	D	E
$w_L - w_H$	$< \alpha_1$	$\alpha_1 < \leq -(\delta - c)$	$-(\delta - c) < \leq c - \delta w_L$	$c - \delta w_L \leq \leq \alpha_2$	$\alpha_2 <$
Optimum social	L	L	LH	H	H
REP collective	L	L	LH	H	H
REP individuelle	L	LH	LH	LH	H

Tableau 3 : Comparaison des structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique

Les structures de marché sont identiques entre la REP collective et l'optimum social. En revanche, dans le cas de la REP individuelle, les structures de marché ne correspondent pas à celles de l'optimum social pour les situations B et D. Cette différence de résultat entre la REP individuelle et la REP collective s'explique par la capacité d'entente des producteurs dans le cas d'une REP collective.

Dans le cas d'une REP individuelle, la différenciation est le seul instrument permettant aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché : en l'absence de différenciation, l'équilibre économique correspond à un duopole à la Bertrand et les producteurs font un profit nul. Par conséquent, ces derniers se différencient de façon excessive pour conserver des profits positifs.

En revanche, dans le cas d'une REP collective, les producteurs ont un pouvoir de marché même en l'absence de différenciation puisqu'ils peuvent coopérer. Dans ce cas, les producteurs n'ont plus d'incitation à se différencier de façon excessive. Ce premier résultat semble démontrer une supériorité de la REP collective sur la REP individuelle. Cependant, le comportement de collusion a un impact sur les quantités produites.

Dans les situations A et E, une REP individuelle assure les quantités optimales alors qu'avec une REP collective, les quantités offertes sont inférieures aux quantités optimales. Pour ces deux situations, la REP individuelle est supérieure à la REP collective. Dans les situations B, C et D, les quantités offertes avec une REP individuelle sont toujours supérieures aux quantités offertes avec une REP collective⁷¹.

Pour toutes les structures de marché, la REP individuelle assure des quantités supérieures aux quantités offertes avec la REP collective.

⁷¹Une preuve est donnée en annexe du papier de Fleckinger & Glachant (2010).

En conclusion, une REP individuelle est préférable à une REP collective puisque, pour toutes les structures de marché étudiées, les quantités offertes avec une REP individuelle sont supérieures aux quantités offertes avec une REP collective⁷².

⁷²Fleckinger & Glachant (2010) nuancent cette conclusion en supposant que les producteurs délèguent la gestion des déchets à une entreprise privée en position de monopole. Dans le cas d'une REP individuelle, l'entreprise privée facture le prix du monopole. Dans le cas d'une REP collective, l'entreprise privée facture le prix compétitif. Sous ces hypothèses, Fleckinger & Glachant (2010) démontrent qu'une REP collective est préférable à une REP individuelle.

En l'absence de régulation, le marché correspond à un duopole avec une différenciation verticale des biens. Sur ce marché, une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets est introduite. Cette REP modifie uniquement les prix des biens, les niveaux de qualité ne sont pas affectés. La modification des prix influence la répartition des consommateurs entre les deux qualités. L'introduction d'une REP peut donc supprimer la différenciation.

Dans ce chapitre, nous avons étudié les conséquences de l'introduction d'une REP sur la répartition des consommateurs suivant deux hypothèses : la REP ne permet pas aux producteurs de coopérer et la REP permet aux producteurs d'adopter un comportement de collusion sur le marché du bien. Dans le premier cas, nous parlons de REP individuelle, dans le second cas, de REP collective.

La REP individuelle décentralise l'optimum social si elle supprime la différenciation, c'est-à-dire le pouvoir de marché des producteurs. Dans le cas contraire, une REP individuelle ne décentralise pas l'optimum social : les quantités offertes sont inférieures aux quantités optimales et les producteurs se différencient de façon excessive pour conserver leur pouvoir de marché. La REP collective ne permet pas de décentraliser l'optimum social : elle supprime la différenciation quand celle-ci n'est plus optimale mais les quantités offertes sont inférieures aux quantités optimales pour toutes les structures de marché étudiées.

En conclusion, nous avons démontré que l'introduction d'une REP individuelle ou collective ne décentralise pas l'optimum social si les producteurs conservent un pouvoir de marché. Par contre, pour toutes les structures de marché étudiées, les quantités offertes avec une REP collective sont inférieures aux quantités offertes avec une REP individuelle. Une REP individuelle est donc préférable à une REP collective. Toutefois, cette conclusion repose sur l'hypothèse qu'une REP collective entraîne nécessairement un comportement de collusion sur le marché. Or, au sein de l'UE par exemple, les comportements d'entente sur le marché du bien sont fortement surveillés et lourdement sanctionnés. Ainsi, il semble compliqué que le comportement d'entente généré par la mise en place d'une REP collective reste vrai à long terme. Les producteurs seraient sanctionnés et obligés de renoncer à se comporter comme un cartel. Par conséquent, à long terme, seule une REP individuelle peut exister.

Dans le chapitre suivant, nous nous situons à long terme et nous analysons donc les conséquences de l'introduction d'une REP individuelle. Contrairement à la situation de court

terme, étudiée dans le chapitre 3, à long terme, les producteurs peuvent modifier les qualités qu'ils mettent sur le marché suite à l'introduction d'une REP.

Chapitre 4 : Efficacité à long terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets

Dans ce chapitre, le marché correspond toujours à un duopole avec une différenciation verticale des biens : un producteur produit la qualité ρ_L et un producteur produit la qualité ρ_H . En l'absence de régulation, nous supposons qu'il existe une demande positive pour les deux qualités. Sur ce marché, une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP) caractérisée par une tarification au Coût Marginal Social (CMS) de gestion des déchets est introduite⁷³.

L'introduction d'une REP modifie les prix des biens donc la répartition des consommateurs et, contrairement au chapitre précédent, elle modifie aussi les niveaux de qualité. Par contre, nous supposons que l'introduction d'une REP ne supprime pas la différenciation et ne modifie pas la demande globale⁷⁴. Tous les consommateurs sont supposés acheter une unité du bien, ils ont donc une demande inélastique. L'hypothèse d'inélasticité de la demande des consommateurs est relativement peu réductrice pour notre problématique. En effet, pour les biens de consommation courante comme les biens alimentaires, les produits d'entretien ou d'hygiène, la demande des consommateurs est généralement inélastique.

Les biens de consommation courante sont souvent de qualité homogène. Ainsi, la différenciation ne provient pas d'une caractéristique intrinsèque du bien mais plutôt de son emballage. Les biens sont de qualité identique et l'emballage permet aux producteurs de créer une différenciation verticale subjective (Tremblay & Polasky, 2002). Pour ce type de biens, les consommateurs évaluent leur qualité en fonction de celle de leur emballage. Ainsi, dans ce chapitre, ρ_L mesure la qualité de l'emballage du bien L et ρ_H mesure la qualité de l'emballage du bien H .

Les consommateurs évaluent de plus en plus la qualité d'un emballage au regard de son impact sur l'environnement. Bech-Larsen (1996) souligne que l'aspect environnemental de l'emballage constitue le principal critère d'achat pour une faible part des consommateurs danois. En revanche, dix ans plus tard, Rokka & Uusitalo (2008) indiquent que ce comportement caractérise plus de 30% des consommateurs finlandais. En 2010, une étude réalisée par UBIFRANCE (2010) sur plusieurs pays (Allemagne, Belgique, France, Italie, Royaume-Uni, Suède et Suisse) confirme cette tendance des consommateurs à juger de la qualité d'un emballage au regard de son impact environnemental.

⁷³Sauf mention contraire, dans ce chapitre, la REP se caractérise par une tarification au CMS de gestion des déchets.

⁷⁴Dans ce chapitre, nous analysons l'impact d'une REP sur les choix de qualités en présence d'un pouvoir de marché. La présence d'un pouvoir de marché étant conditionnée au maintien de la différenciation, nous n'étudions pas les situations où les deux producteurs choisissent le même niveau de qualité.

Dans ce chapitre, nous supposons que les consommateurs sont caractérisés par une conscience environnementale, ils évaluent la qualité d'un emballage en fonction de son impact sur l'environnement. Les consommateurs mesurent la qualité environnementale d'un emballage suivant deux aspects : le suremballage et la recyclabilité. Les consommateurs préfèrent des emballages moins générateurs de déchets et plus recyclables. Afin de simplifier l'analyse⁷⁵, nous supposons que les consommateurs évaluent la qualité de l'emballage uniquement en fonction de sa recyclabilité. Ainsi, nous posons que les deux emballages ont un poids identique et égal à 1.

Pour les consommateurs, l'emballage de meilleure qualité est l'emballage le plus recyclable, les autres caractéristiques de l'emballage sont supposées identiques. Améliorer la recyclabilité d'un emballage implique de modifier les matériaux qui le composent : remplacer un matériau peu recyclable (du plastique) par un autre matériau plus recyclable (du papier). Toutefois, améliorer la recyclabilité d'un emballage a un coût. Barnes *et al.* (2011) donnent deux explications à la hausse des coûts de production liée à une amélioration de la recyclabilité de l'emballage : le prix d'un matériau recyclable est généralement plus élevé que celui d'un matériau non recyclable ; l'utilisation d'un nouveau matériau nécessite d'adapter le processus de production, ce qui augmente les coûts de production⁷⁶. Ainsi, nous retenons un coût de production de l'emballage variable et croissant avec la qualité⁷⁷.

Toutefois, un emballage plus recyclable n'est pas nécessairement synonyme de minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage. Prenons l'exemple d'un emballage composé d'un seul matériau : un matériau non-recyclable. Améliorer la recyclabilité de cet emballage, en substituant un matériau recyclable au matériau non-recyclable, peut augmenter ou diminuer le coût de gestion des déchets d'emballages. En effet, dans un emballage, la présence de deux matériaux subissant des modes de traitement différents implique des coûts de séparation. Ces

⁷⁵Il est compliqué d'étudier simultanément les effets des matériaux sur la recyclabilité et sur le poids des emballages ; une modification des matériaux composant l'emballage peut augmenter la recyclabilité tout en réduisant ou en augmentant le poids de l'emballage. Toutefois, la recyclabilité de l'emballage nous semble un critère d'achat plus pertinent que le poids de l'emballage.

⁷⁶Un emballage présente certaines fonctionnalités. Par exemple, il peut être refermable pour conserver la fraîcheur du bien. Or, un producteur qui améliore la recyclabilité de son emballage souhaite préserver ses fonctionnalités. Dans ce cas, il doit adapter son processus de production pour que la hausse de la recyclabilité ne modifie pas les fonctionnalités de l'emballage.

⁷⁷Pour l'emballage, les coûts fixes liés à des dépenses en recherche & développement pour améliorer la qualité sont généralement assez faibles, nous les supposons donc nuls. Pour une modélisation d'un duopole avec un coût fixe et croissant avec la qualité mais un coût variable nul voir Ronnen (1991), Arora & Gangopadhyay (1995), Moraga-Gonzalez & Padron-Fumero (2002), Bansal & Gangopadhyay (2003) et Brécard (2011). Pour voir les conséquences de l'introduction d'un coût variable mais indépendant de la qualité en présence d'un coût fixe et croissant avec la qualité voir Brécard (2010).

coûts n'existent pas dans le cas d'un emballage mono-matériau. Ainsi, substituer un matériau recyclable à un matériau non-recyclable diminue le coût de traitement (le coût du recyclage est supposé inférieur au coût d'élimination) mais entraîne un coût de séparation. Par conséquent, dans le choix de la qualité, les producteurs poursuivent deux objectifs : d'une part, favoriser la recyclabilité de leur emballage pour réduire le coût de traitement des déchets d'emballage ; d'autre part, faciliter la séparation des matériaux composant l'emballage pour limiter les coûts de séparation. Pour tenir compte de ces deux objectifs dans le choix de la qualité, nous modélisons l'impact du choix de la qualité sur le coût de chacune des étapes de gestion des déchets d'emballage plutôt que sur le coût global.

Le modèle présenté dans ce chapitre correspond donc à un duopole avec un marché couvert et une différenciation verticale des biens. Ces biens se différencient uniquement par la recyclabilité de leur emballage. Un producteur produit un emballage de qualité L et un producteur produit un emballage de qualité H . L'emballage de qualité H est supposé plus recyclable que l'emballage de qualité L . Le coût de production de l'emballage est variable et croissant avec la qualité. Les consommateurs ont une conscience environnementale et chaque consommateur achète une unité du bien. Ces hypothèses sont proches de celles de Cremer & Thisse (1994), Crampes & Hollander (1995), Lombardini-Riipinen (2005) et Bansal (2008).

Cremer & Thisse (1994) et Crampes & Hollander (1995) considèrent que le choix de la qualité n'a pas d'incidence sur l'environnement. La consommation comme la production du bien ne génèrent aucun dommage environnemental. En l'absence de régulation, la présence d'un pouvoir de marché incite les producteurs à se différencier de manière excessive pour limiter la concurrence en prix (Cremer & Thisse, 1994; Crampes & Hollander, 1995). A l'équilibre économique non-régulé, la qualité H (respectivement L) est supérieure (respectivement inférieure) à la qualité optimale. Par contre, la répartition des consommateurs entre les deux qualités est optimale (Cremer & Thisse, 1994).

Lombardini-Riipinen (2005) et Bansal (2008) supposent que le choix de la qualité a une incidence sur l'environnement. La production du bien entraîne des émissions de polluants qui causent un dommage environnemental. Le coût du dommage environnemental n'est pas pris en compte par le marché. Une hausse de la qualité du bien diminue la quantité d'émissions rejetées lors du processus de production. Les consommateurs se caractérisent par une conscience environnementale, ils préfèrent les biens entraînant le moins de rejet d'émissions durant le processus de production. En l'absence de régulation, Lombardini-Riipinen (2005) et Bansal (2008) arrivent aux mêmes conclusions que Cremer & Thisse (1994) : les producteurs

se différencient de façon excessive et la répartition des consommateurs entre les deux qualités est optimale. La prise en compte d'un dommage environnemental modifie uniquement les choix de qualités, la répartition des consommateurs n'est pas affectée. A l'équilibre économique non-régulé, la qualité L est toujours inférieure à la qualité optimale. Par contre, la qualité H peut être supérieure ou inférieure à la qualité optimale suivant la valeur du dommage marginal causé par les émissions. La qualité H est inférieure (respectivement supérieure) à la qualité optimale si le coût du dommage marginal est élevé (respectivement faible). Lombardini-Riipinen (2005) propose une politique optimale composée d'une taxe sur le bien et d'une taxe *ad valorem*. Le taux de la taxe *ad valorem* est fixe et le taux de la taxe sur le bien est supérieur au coût du dommage marginal⁷⁸.

Dans ce chapitre, nous nous concentrons sur l'efficacité d'une REP. Ainsi, dans l'encadré 6, nous présentons brièvement les effets d'une taxe sur le bien et d'une taxe *ad valorem* sur le surplus social. Pour analyser l'efficacité d'une REP en présence d'un pouvoir de marché et d'un dommage environnemental source d'externalité, nous adaptons le modèle de Lombardini-Riipinen (2005) à notre problématique.

Dans le modèle présenté, le dommage environnemental n'est pas généré par les émissions liées au processus de production mais par les émissions liées à la gestion des déchets d'emballage. A partir de ce modèle, nous démontrons qu'une REP ne décentralise pas l'optimum social : la répartition des consommateurs est optimale mais les producteurs se différencient de manière excessive. La REP ne parvient pas à lutter contre le pouvoir de marché des producteurs. Toutefois, nous démontrons qu'il est possible de décentraliser l'optimum social en modulant la règle de tarification au CMS de gestion des déchets : le coût supporté par les producteurs doit varier autour du CMS de gestion des déchets en fonction du degré de conscience environnementale des consommateurs. En présence de consommateurs peu (respectivement très) sensibles à la recyclabilité des emballages, les producteurs doivent supporter un coût inférieur (respectivement supérieur) au CMS de gestion des déchets.

Ce chapitre se divise en quatre sections. La première section est consacrée à la présentation des hypothèses du modèle. En supposant que les producteurs sont soumis à une REP, la seconde section caractérise les choix de qualités des producteurs en l'absence puis en présence d'un pouvoir de marché. Cette section nous permet de démontrer l'inefficacité d'une

⁷⁸Une subvention, dont le taux est similaire à celui de la taxe sur le bien, versée aux consommateurs achetant le bien de meilleure qualité constitue aussi une politique optimale en complément de la taxe *ad valorem* (Lombardini-Riipinen, 2005).

REP pour assurer des choix de qualité optimaux. Dans la troisième section, nous procédons à une statique comparative pour les différentes variables du modèle. La quatrième section présente la politique optimale reposant sur une modulation de la règle de tarification au CMS de gestion des déchets.

Encadré 6 : Effets d'une taxe sur le bien et d'une taxe *ad valorem* sur le surplus social

La taxe sur le bien a pour assiette la quantité de biens mis sur le marché. Cette taxe incite les producteurs à améliorer la qualité des biens qu'ils mettent sur le marché mais sans modifier l'écart de différenciation. La différenciation étant la source du pouvoir de marché des producteurs, une taxe sur le bien ne permet pas de lutter contre les défaillances du marché liées à la présence d'un pouvoir de marché. Toutefois, l'effet sur le surplus social d'une taxe sur le bien est positif⁷⁹. Une taxe sur le bien dont le taux est égal au coût du dommage marginal ne décentralise pas l'optimum social (Lombardini-Riipinen, 2005; Bansal, 2008), mais elle constitue une politique de second rang (Lombardini-Riipinen, 2005).

La taxe *ad valorem* a pour assiette la marge commerciale du producteur, l'écart entre le prix de vente d'une unité du bien et son coût de production. La mise en place d'une telle taxe a deux effets : elle diminue la qualité des deux biens et réduit l'écart de différenciation. Par conséquent, elle agit négativement sur le surplus social en augmentant le dommage environnemental et positivement en réduisant le pouvoir de marché des producteurs. En l'absence de dommage environnemental, une taxe *ad valorem* augmente nécessairement le surplus social (Cremer & Thisse 1994)⁸⁰. En revanche, en présence d'un dommage environnemental, la mise en place d'une taxe *ad valorem* n'est justifiée que si l'effet positif de l'intensification de la concurrence en prix compense la hausse du dommage environnemental. Dans le cas contraire, une subvention *ad valorem* est préférable.

Bansal (2008) compare l'efficacité d'une taxe ou d'une subvention *ad valorem* à l'efficacité d'une taxe sur le bien. Bansal (2008) démontre que l'arbitrage dépend du coût du dommage marginal. Avec un dommage marginal important, une taxe sur le bien est préférable à une taxe *ad valorem* ou à une subvention *ad valorem*. Cette préférence s'inverse dans le cas d'un dommage marginal faible.

⁷⁹Ce résultat est vrai sous l'hypothèse d'un marché couvert. Dans le cas contraire, il est nécessaire d'évaluer les conséquences de la hausse du prix des biens sur le niveau de consommation. L'effet de cet instrument sur le surplus social est positif uniquement si la réduction du dommage environnemental compense la perte de surplus des consommateurs liée à la hausse des prix.

⁸⁰Si le régulateur a la capacité de différencier le taux de la taxe *ad valorem* appliqué sur chaque producteur, Cremer & Thisse (1994) démontrent qu'il est possible d'atteindre un surplus social plus élevé qu'avec une taxe *ad valorem* uniforme. En prenant pour référence le taux de la taxe *ad valorem* correspondant à la politique de second rang, Cremer & Thisse (1994) démontrent qu'il est possible d'augmenter le surplus social soit en diminuant le taux de la taxe *ad valorem* appliqué sur le bien de moins bonne qualité, soit en augmentant le taux de la taxe *ad valorem* appliqué sur le bien de meilleure qualité, soit en combinant ces deux effets.

1 Le modèle

Le modèle présenté dans ce chapitre est un duopole. Les producteurs produisent un bien identique qu'ils différencient aux yeux des consommateurs grâce à l'emballage. Nous supposons que les biens sont de qualité identique, qu'ils n'entraînent aucun coût de production, qu'ils ne génèrent aucun déchet et qu'ils procurent la même utilité au consommateur : une utilité suffisamment grande pour que tous les consommateurs achètent une unité du bien. Chaque consommateur arbitre, en fonction de la qualité de l'emballage, entre acheter le bien au producteur L ou au producteur H . Pour rappel, nous supposons que l'emballage H est plus recyclable que l'emballage L ($\rho_H > \rho_L$). Sur ce marché, l'emballage est la seule source de déchets et de différenciation. L'emballage permet donc aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché.

Nous indiquons les producteurs par i avec $i = L, H$. Nous notons ρ_i, p_i et q_i la qualité de l'emballage, le prix du bien et la demande pour le producteur i .

Dans une première sous-section, nous présentons les hypothèses relatives à l'emballage. Dans une seconde sous-section, nous présentons les hypothèses relatives au comportement des agents économiques.

1.1 Les hypothèses relatives à l'emballage

Nous supposons que les emballages se différencient uniquement en fonction des matériaux qui le composent. Les emballages ont les mêmes fonctionnalités et un poids identique. Nous posons ce poids égal à 1. La qualité d'un emballage est fonction de sa recyclabilité. La recyclabilité d'un emballage dépend principalement des matériaux qui le composent. Par exemple, le carton est plus recyclable que le plastique. Nous supposons que les producteurs disposent de deux matériaux pour concevoir leur emballage : un matériau recyclable et un matériau non recyclable. Le degré de recyclabilité (ρ_i) mesure donc la part du matériau recyclable contenu dans l'emballage. Ainsi, on a $\rho_i \in [0 ; 1]$.

Pour $\rho_i = 0$ et pour $\rho_i = 1$ l'emballage se compose d'un seul matériau, et pour $\rho_i = 0,5$, l'emballage se compose à parts égales des deux matériaux. La qualité de l'emballage augmente donc avec la part du matériau recyclable.

La qualité de l’emballage détermine les coûts de production et les coûts de gestion des déchets. Nous présentons d’abord les hypothèses relatives au coût de production de l’emballage puis les hypothèses relatives au coût de gestion des déchets d’emballage.

1.1.1 Le coût de production de l’emballage

Nous retenons un coût de production convexe avec la qualité et linéaire avec la quantité. Nous prenons une forme quadratique pour représenter la convexité⁸¹. Le coût de production d’un emballage de qualité ρ_i s’écrit donc de la manière suivante :

$$C(\rho_i) = c\rho_i^2 \quad (4.1)$$

Par conséquent, un emballage composé uniquement du matériau non recyclable a un coût de production nul⁸².

1.1.2 Le coût de gestion des déchets d’emballage

Le coût de gestion des déchets d’emballage dépend du degré de recyclabilité. Cependant, une hausse de la recyclabilité n’est pas forcément synonyme de diminution du coût de gestion des déchets d’emballage. En effet, suivant l’étape de gestion des déchets d’emballage considérée, la recyclabilité a un impact différent sur le coût. Trois étapes caractérisent la gestion des déchets d’emballage : la collecte, le tri et le traitement.

Le coût de collecte dépend principalement du poids de l’emballage. Dans ce modèle, nous supposons que le poids des deux emballages est égal à 1. Par conséquent, le coût de cette étape n’a aucune incidence sur les résultats du modèle. Nous normalisons le coût de la collecte à 0.

Pour les opérations de séparation et de traitement le choix des matériaux composant l’emballage a un rôle stratégique. Les producteurs définissent la qualité de leur emballage en poursuivant deux objectifs : favoriser la recyclabilité de l’emballage pour réduire le coût de traitement des déchets d’emballage et faciliter la séparation des matériaux composant l’emballage pour limiter les coûts de séparation. Or, ces deux objectifs ne sont pas toujours complémentaires. Par exemple, augmenter la recyclabilité d’un emballage peut complexifier les opérations de séparation et la volonté de diminuer les coûts de séparation peut limiter la

⁸¹C’est une hypothèse standard dans la littérature (Cremer & Thisse, 1994; Lombardini-Riipinen, 2005).

⁸²Le coût de production pourrait s’écrire $c(\rho_i) = a + c\rho_i^2$ sans modifier les résultats du modèle. Le coût de production d’un emballage composé uniquement du matériau non-recyclable serait alors égal à a . Dans ce chapitre, nous supposons simplement que $a = 0$.

recyclabilité d'un emballage. Ainsi, une hausse de la recyclabilité peut entraîner une hausse ou une baisse du coût de gestion des déchets d'emballage.

Nous présentons d'abord les hypothèses relatives au coût de séparation puis les hypothèses relatives au coût de traitement.

1.1.2.1 Le coût de séparation

Les opérations de séparation consistent à séparer les différents matériaux contenus dans les déchets d'emballage en flux homogènes, chaque matériau faisant l'objet d'un traitement spécifique. La volonté des producteurs de limiter le coût de séparation les incite à tendre vers des emballages composés d'un seul matériau.

Nous supposons que les opérations de séparation se déroulent en deux étapes : un tri automatique puis un tri manuel. Les techniques de tri automatique permettent d'extraire un type de matériau d'un flux de déchets. Par exemple, le tri automatique permet d'extraire facilement les métaux d'un flux de déchets⁸³. Par conséquent, pour un emballage composé d'un matériau, les opérations de séparation peuvent se résumer au tri automatique. En revanche, pour les emballages composés de deux matériaux, en complément du tri automatique, des opérations de tri manuel sont nécessaires. Ces opérations ont pour objectif d'extraire le matériau minoritaire contenu dans l'emballage. Ces opérations nécessitent du travail et leur coût dépend de la nature des deux matériaux⁸⁴. Dans notre modèle, les deux producteurs utilisent les mêmes matériaux, ils supportent donc un coût de séparation identique. En supposant que le coût du tri automatique est nul – les installations sont déjà en place – et que le coût du tri manuel est positif et égal à s , on peut supposer que le coût de séparation d'un emballage ρ_i s'écrit de la manière suivante :

$$S(\rho_i) = s\rho_i^\alpha(1 - \rho_i)^\beta \quad (4.2)$$

Les valeurs des deux exposants sont supposées positives ($\alpha > 0$; $\beta > 0$). Suivant les valeurs des exposants, le coût de séparation peut prendre différentes formes. La figure 18 représente les différentes formes du coût de séparation en fonction des valeurs des exposants.

⁸³L'extraction des métaux non-ferreux (aluminium principalement) d'un flux de déchets peut se faire par le biais de la méthode des courants de Foucault (on retire les métaux non-ferreux grâce à des aimants). Pour plus de détails sur les différentes techniques de tri voir ADEME (2003).

⁸⁴Pour les emballages composés de deux matériaux, les déchets d'emballage sont broyés. Ensuite, la technique de séparation utilisée dépend de la nature des matériaux. On peut penser au tri magnétique pour séparer les métaux du plastique par exemple ou au tri par flottaison pour séparer le plastique du carton. Or, ces techniques ont des coûts différents.

Coût de séparation

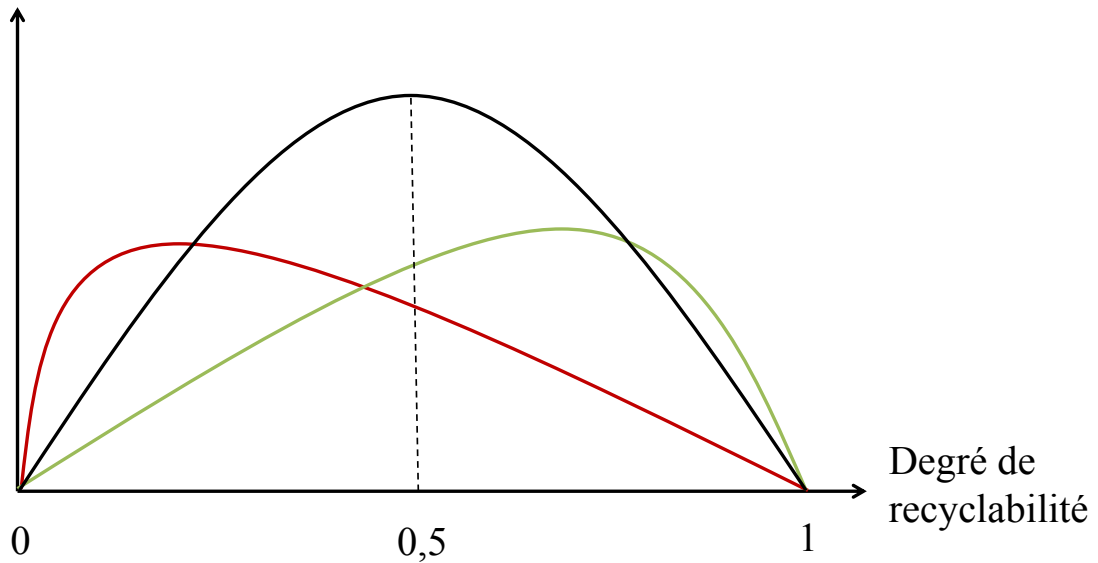


Figure 18 : Représentation de la forme du coût de séparation

La forme du coût de séparation permet de capter l'incitation des producteurs à tendre vers des emballages mono-matériau : pour ces emballages, le coût de séparation est nul. Dans les autres cas, le coût de séparation diminue avec la valeur des exposants. Pour des valeurs données des exposants, trois situations sont possibles :

- La courbe en rouge correspond au cas où $\alpha > \beta$. Dans cette situation, extraire une quantité x du matériau recyclable coûte plus cher qu'extraire une quantité x du matériau non-recyclable.
- La courbe en vert correspond au cas où $\alpha < \beta$. Dans cette situation, extraire une quantité x du matériau non-recyclable coûte plus cher qu'extraire une quantité x du matériau recyclable.
- La courbe en noir correspond au cas où $\alpha = \beta$. Dans cette situation, extraire une quantité x du matériau non-recyclable coûte aussi cher qu'extraire une quantité x du matériau recyclable.

Dans ce chapitre, dans un souci de simplicité, nous supposons que le coût de séparation est identique quelque soit la nature du matériau à extraire et nous posons $\alpha = \beta = 1$. Le coût de séparation d'un emballage ρ_i s'écrit alors de la manière suivante :

$$S(\rho_i) = s\rho_i(1 - \rho_i) \quad (4.3)$$

La forme du coût de séparation repose sur les deux hypothèses suivantes : le coût est identique que le matériau à extraire soit le matériau recyclable ou le matériau non recyclable ; le coût de séparation est croissant avec la quantité du matériau à extraire. Prenons deux exemples pour illustrer ces hypothèses.

Commençons avec deux emballages, un caractérisé par $\rho_i = 0,1$ et l'autre caractérisé par $\rho_i = 0,3$. Ces deux emballages se composent des deux matériaux et nécessitent donc un tri manuel pour extraire le matériau minoritaire : le matériau recyclable. Le coût est plus élevé pour le second que pour le premier emballage car la quantité à extraire est plus importante.

Considérons maintenant deux emballages, un caractérisé par $\rho_i = 0,2$ et l'autre caractérisé par $\rho_i = 0,8$. Ces emballages se composent des deux matériaux, un tri manuel est nécessaire dans les deux cas. Pour le premier emballage, le tri manuel a pour objectif d'extraire le matériau recyclable et pour le second emballage, le tri manuel a pour objectif d'extraire le matériau non recyclable. En revanche, pour les deux emballages, la quantité à extraire est identique, respectivement 20% de matière recyclable et 20% de matière non recyclable. Dans notre modèle, le coût de séparation pour ces deux emballages est identique.

Une fois que les matériaux ont été séparés en flux homogènes, chaque flux fait l'objet d'un traitement spécifique.

1.1.2.2 Le coût de traitement des déchets d'emballage

Les opérations de séparation répartissent les déchets d'emballage en deux flux : un flux composé uniquement du matériau recyclable et un flux composé uniquement du matériau non-recyclable. Chacun de ces flux fait l'objet d'un traitement spécifique. Les déchets contenus dans le premier flux sont recyclés et les déchets contenus dans le second flux sont éliminés. Le coût du recyclage est supposé inférieur au coût d'élimination. Par conséquent, en augmentant la recyclabilité de leur emballage les producteurs réduisent le coût de traitement. Pour simplifier les notations, nous supposons que le coût du recyclage est nul et le coût d'élimination est positif. Nous notons e le coût d'élimination des déchets d'emballage provenant de la consommation d'une unité du bien. Ce coût tient compte du coût du dommage environnemental lié à l'élimination des déchets. Le coût d'élimination d'un emballage de qualité ρ_i s'écrit donc :

$$E(\rho_i) = e(1 - \rho_i) \quad (4.4)$$

Nous notons w le CMS de gestion des déchets d'emballage provenant de la consommation d'une unité d'un bien. Pour un emballage de qualité ρ_i , ce coût s'écrit de la manière suivante :

$$w(\rho_i) = s\rho_i(1 - \rho_i) + e(1 - \rho_i) \quad (4.5)$$

Les coûts de séparation et d'élimination traduisent bien la complexité des choix des producteurs en matière d'éco-conception. Dans ce modèle, améliorer la recyclabilité n'est pas nécessairement synonyme de diminution du coût de gestion des déchets d'emballage. En effet, augmenter la recyclabilité d'un emballage diminue le coût d'élimination mais peut augmenter le coût de séparation. Le coût de séparation peut donc être une limite au développement de la recyclabilité des emballages.

Nous présentons maintenant les hypothèses relatives aux comportements des agents économiques.

1.2 Les agents économiques

Ce modèle se compose de deux types d'agents économiques : des consommateurs et des producteurs. Nous commençons en présentant les hypothèses décrivant le comportement des consommateurs.

1.2.1 Les consommateurs

Chaque consommateur achète un bien, l'utilité provenant de la consommation de ce bien est notée v . Cette utilité augmente avec la qualité de l'emballage. En d'autres termes, pour un bien identique, l'utilité de la consommation augmente avec la qualité de l'emballage. Ce gain dépend aussi des préférences des consommateurs pour la recyclabilité de l'emballage.

Chaque consommateur est indexé par θ en fonction de sa préférence pour la recyclabilité de l'emballage : un θ élevé traduit une préférence forte pour la recyclabilité de l'emballage⁸⁵. Nous supposons que θ est distribué suivant une loi uniforme sur un intervalle $[a, b]$ de densité égale à 1, d'où $b = a + 1$.

Le surplus d'un consommateur de type θ achetant une unité du bien avec un emballage de qualité ρ_i à un prix p_i s'écrit donc :

$$U(\theta, p_i, \rho_i) = v + \theta\rho_i - p_i \quad (4.6)$$

Le choix de la qualité par les consommateurs est un arbitrage entre leur préférence et le prix du bien. Cependant, la préférence des consommateurs pour l'emballage n'implique pas

⁸⁵Une extension possible a été proposée par Brécard (2013) en tenant compte d'un « effet de réseau ». Cet effet de réseau implique qu'un consommateur retire d'autant plus de satisfaction de l'achat d'une qualité que cette qualité est choisie par un grand nombre de consommateurs.

forcément une minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage. Supposons deux emballages, un emballage de qualité $\rho_L = 0,2$ et $\rho_H = 0,5$. Tous les consommateurs préfèrent l'emballage H . Or, l'emballage H entraîne un coût d'élimination inférieur au coût d'élimination de l'emballage L , mais un coût de séparation supérieur au coût de séparation de l'emballage L . Par conséquent, le coût de gestion des déchets d'emballage peut être plus élevé pour la qualité H que pour la qualité L .

Les consommateurs évaluent la qualité environnementale d'un emballage uniquement en fonction de l'impact du degré de recyclabilité sur le coût d'élimination. Par conséquent, les consommateurs ne tiennent pas compte du coût de séparation pour juger de la qualité environnementale d'un emballage. Le coût de séparation influence indirectement le choix de la qualité des consommateurs par le canal du prix.

Nous présentons maintenant les hypothèses relatives au comportement des producteurs.

1.2.2 Les producteurs

Deux producteurs sont présents sur le marché. Ces producteurs produisent le même bien qu'ils commercialisent dans des emballages différents. Chaque producteur produit une seule variante de l'emballage. Les producteurs sont soumis à une REP, ils supportent donc, en plus du coût de production de l'emballage, le CMS de gestion des déchets d'emballage. La fonction de profit d'un producteur i commercialisant un bien avec un emballage de qualité ρ_i à un prix p_i s'écrit de la manière suivante :

$$\pi_i(p_i, \rho_i, q_i) = (p_i - c\rho_i^2 - w(\rho_i))q_i \quad (4.7)$$

Contrairement aux consommateurs, les producteurs intègrent un objectif de minimisation du coût de gestion des déchets dans le choix de la qualité de leur emballage. Pour les producteurs, les coûts de séparation et d'élimination influencent le choix de la qualité.

2 Les choix de qualités

Dans cette section, nous regardons si une REP décentralise l'optimum social en présence d'un pouvoir de marché des producteurs. Pour cela, nous comparons les choix de qualités des producteurs à l'optimum social puis à l'équilibre économique. Les choix de qualités dépendent des valeurs des différentes variables du modèle. Les choix de qualités peuvent décrire quatre situations possibles :

- situation 1 : les deux emballages sont composés d'un mix des deux matériaux, dans ce cas on a ($0 < \rho_L < 1$; $0 < \rho_H < 1$) ;
- situation 2 : l'emballage L se compose uniquement du matériau non-recyclable alors que l'emballage H est un mix des deux matériaux ($\rho_L = 0$; $0 < \rho_H < 1$) ;
- situation 3 : l'emballage L se compose des deux matériaux et l'emballage H uniquement du matériau recyclable ($0 < \rho_L < 1$; $\rho_H = 1$) ;
- situation 4 : une différenciation extrême, l'emballage L se composant uniquement du matériau non-recyclable et l'emballage H uniquement du matériau recyclable ($\rho_L = 0$; $\rho_H = 1$).

Pour garantir que les quatre situations sont possibles, nous supposons que les coûts de séparation et d'élimination des déchets d'emballage sont raisonnables comparés au coût de production de l'emballage. Ainsi, nous posons les deux hypothèses suivantes :

- **hypothèse 1** : $c > e$ ceci garantit qu'un emballage de meilleure qualité est toujours plus coûteux à produire qu'un emballage de moins bonne qualité et qu'une différenciation maximale est possible dans notre modèle ;
- **hypothèse 2** : $c > s$ ceci garantit que les producteurs ont la possibilité de combiner les deux matériaux pour produire leur emballage et qu'une solution intérieure pour les deux emballages est possible.

Dans une première sous-section, nous déterminons les choix de qualités des producteurs à l'optimum social. Dans une seconde sous-section, nous déterminons les choix de qualités des producteurs à l'équilibre économique. Dans les deux cas, nous étudions le cas général caractérisé par la situation 1.

2.1 Les choix de la qualité à l'optimum social

Les producteurs sont soumis à une REP, à l'optimum social, le prix du bien est égal à son coût de production augmenté du coût de gestion des déchets d'emballage. Le prix d'un bien caractérisé par un emballage de qualité ρ_i s'écrit donc de la manière suivante :

$$p_i(\rho_i) = c\rho_i^2 + w(\rho_i) \quad (4.8)$$

En retenant le prix exprimé en (4.8), le surplus d'un consommateur de type θ achetant un bien commercialisé avec un emballage de qualité ρ_i se réécrit alors :

$$U(\theta, p_i, \rho_i) = v + \theta\rho_i - c\rho_i^2 - w(\rho_i) \quad (4.9)$$

Chaque consommateur choisit la qualité de l'emballage lui permettant d'atteindre le surplus le plus élevé.

Nous commençons en supposant que le choix du consommateur pour la qualité de l'emballage est illimité puis nous limitons ce choix à deux qualités.

2.1.1 Infinité de producteurs et qualités optimales

Ce scénario implique la présence d'un grand nombre de producteurs sur le marché, chaque producteur produisant une seule variante de la qualité. Ainsi, chaque consommateur peut choisir la qualité lui permettant de maximiser son surplus (4.9). En maximisant le surplus (4.9) par ρ_i , la qualité préférée d'un consommateur de type θ est égale à :

$$\rho_i = \frac{\theta + e - s}{2(c - s)} \quad (4.10)$$

Sachant que les préférences des consommateurs sont distribuées de manière uniforme sur un intervalle $[a, a + 1]$, la qualité préférée de chaque consommateur se trouve dans l'intervalle $\left[\frac{a+e-s}{2(c-s)}; \frac{a+1+e-s}{2(c-s)}\right]$. En l'absence d'un pouvoir de marché et en présence d'un grand nombre de producteurs, toutes les qualités produites sont comprises dans cet intervalle. Nous notons $\underline{\rho}$ et $\bar{\rho}$ les valeurs de la qualité correspondant respectivement aux bornes inférieure et supérieure de cet intervalle.

Nous supposons maintenant que le nombre de qualités se limite à deux. En d'autres termes, le marché se caractérise par un duopole, chaque producteur produisant une seule variante de la qualité.

2.1.2 Duopole et qualités optimales

Le nombre de qualités est maintenant limité à deux, tous les consommateurs ne peuvent pas acheter la qualité qui maximise leur surplus. Le choix d'un consommateur se résume à un arbitrage entre les deux qualités disponibles : la qualité L et la qualité H . Chaque consommateur opte pour la qualité lui permettant de maximiser son surplus. Le surplus est toujours exprimé par (4.9). Afin de déterminer la répartition des consommateurs entre ces deux qualités, nous déterminons la valeur du consommateur indifférent entre les deux qualités

que nous notons $\bar{\theta}$. Sachant que chaque consommateur achète une unité du bien, la figure 19 représente la répartition des consommateurs entre deux qualités.

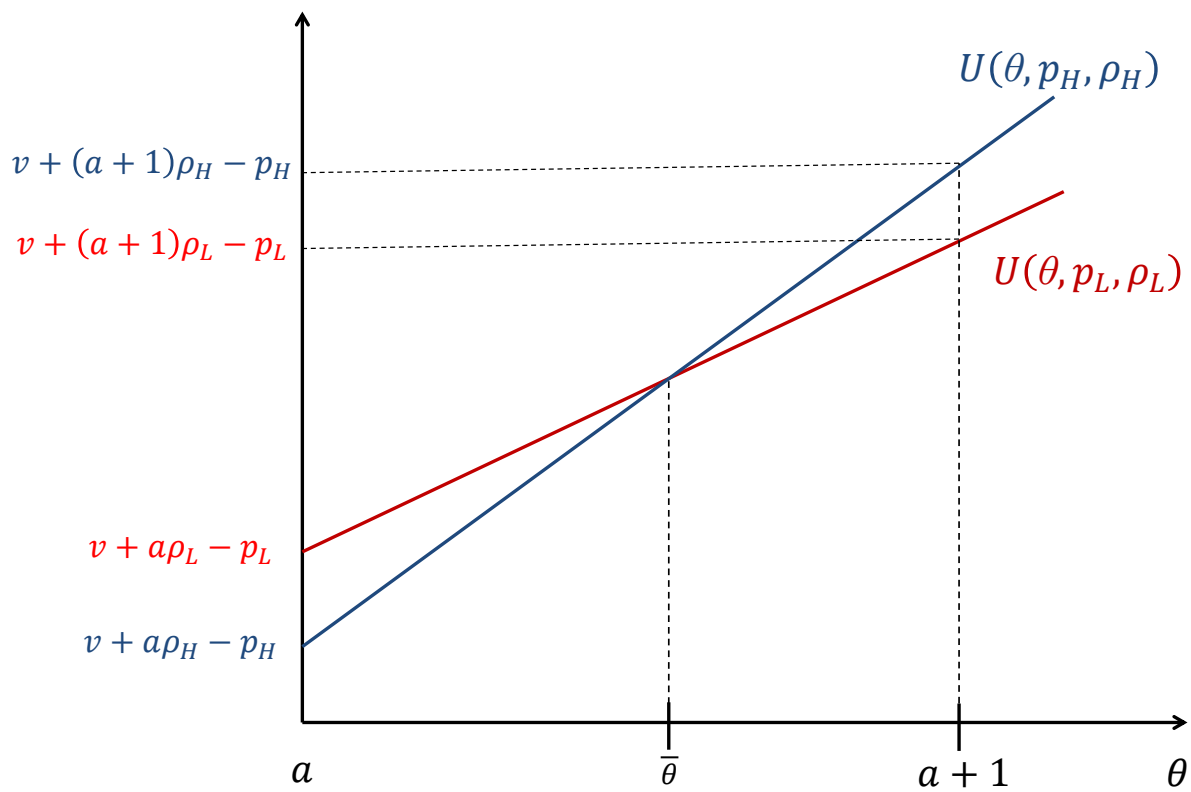


Figure 19 : Répartition des consommateurs entre les deux qualités

La droite en rouge $U(\theta, p_L, \rho_L)$ représente le surplus d'un consommateur de type θ achetant le bien avec l'emballage de qualité L . La droite en bleu $U(\theta, p_H, \rho_H)$ représente le surplus d'un consommateur de type θ achetant le bien avec l'emballage de qualité H .

Pour $\theta \in [a; \bar{\theta}[$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U(\theta, p_L, \rho_L)$ est au-dessus de la droite $U(\theta, p_H, \rho_H)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité L plutôt qu'une unité du bien de qualité H .

Pour $\theta \in]\bar{\theta}; a + 1]$, la valeur des deux surplus est positive et la droite $U(\theta, p_H, \rho_H)$ est au-dessus de la droite $U(\theta, p_L, \rho_L)$. Les consommateurs dont la préférence pour la qualité est comprise dans cet intervalle obtiennent un surplus plus élevé en consommant une unité du bien de qualité H plutôt qu'une unité du bien de qualité L .

D'après la figure 19 et sachant que la demande globale est supposée être égale à 1, les fonctions de demande pour les deux qualités s'écrivent de la manière suivante :

$$q_L = \bar{\theta} - a \quad (4.11)$$

$$q_H = a + 1 - \bar{\theta} \quad (4.12)$$

A l'optimum social, le choix des qualités doit maximiser le surplus social. Sachant que la demande globale est supposée égale à 1 et que chaque consommateur achète une unité du bien, le surplus social s'écrit de la manière suivante :

$$SS(\theta, \rho_L, \rho_H) = \int_a^{\bar{\theta}} (v + \theta \rho_L - c \rho_L^2 - w(\rho_L)) d\theta \quad (4.13)$$

$$+ \int_{\bar{\theta}}^{a+1} (v + \theta \rho_H - c \rho_H^2 - w(\rho_H)) d\theta$$

En maximisant le surplus social (4.13) par $\bar{\theta}$, ρ_L et ρ_H , les qualités optimales sont égales à⁸⁶ :

$$\rho_L^\circ = \frac{4a + 1 + 4(e - s)}{8(c - s)} \quad (4.14)$$

$$\rho_H^\circ = \frac{4a + 3 + 4(e - s)}{8(c - s)} \quad (4.15)$$

Ces conditions de premier ordre caractérisent les qualités permettant de maximiser le surplus social. Pour les qualités (4.14) et (4.15), la valeur du consommateur indifférent entre les deux qualités est égale à :

$$\bar{\theta}^\circ = a + \frac{1}{2} \quad (4.16)$$

Le consommateur indifférent entre les deux qualités correspond au consommateur dont la préférence pour la qualité reflète la préférence médiane et moyenne⁸⁷. Par conséquent, les demandes à l'optimum social sont égales à :

$$q_L^\circ = q_H^\circ = \frac{1}{2} \quad (4.17)$$

Les choix de qualités (4.14) et (4.15) impliquent un partage égal de la demande entre les deux producteurs : chaque producteur capte la moitié de la demande.

On vérifie que les qualités choisies (4.14) et (4.15) sont comprises dans l'intervalle des qualités préférées des consommateurs :

⁸⁶Un détail des calculs est donné en annexe (D.1).

⁸⁷La distribution étant supposée parfaitement symétrique, la moyenne est égale à la médiane.

$$\rho_L^\circ - \underline{\rho} = \frac{1}{8(c-s)} > 0 \quad (4.18)$$

$$\rho_H^\circ - \bar{\rho} = \frac{-1}{8(c-s)} < 0 \quad (4.19)$$

La qualité L correspond à la qualité préférée du consommateur de type $(a + 1/4)$, c'est à dire à la préférence du consommateur médian parmi les consommateurs choisissant la qualité L . La qualité H correspond à la qualité préférée du consommateur de type $(a + 3/4)$, c'est-à-dire à la préférence du consommateur médian parmi les consommateurs achetant la qualité H .

Nous concluons en mesurant l'écart de différenciation entre les deux qualités (4.14) et (4.15) :

$$\rho_H^\circ - \rho_L^\circ = \frac{1}{4(c-s)} > 0 \quad (4.20)$$

L'écart de différenciation dépend négativement du coût de production (c) et positivement du coût de séparation (s). Par contre, ni le coût d'élimination (e) ni les préférences des consommateurs (a) n'influencent l'écart de différenciation.

Nous déterminons maintenant les deux qualités maximisant le profit des producteurs en présence d'un pouvoir de marché des producteurs.

2.2 Les choix de qualités à l'équilibre économique

Les producteurs sont toujours soumis à une REP mais ils disposent maintenant d'un pouvoir de marché provenant de la différenciation par l'emballage.

Chaque producteur détermine la qualité de l'emballage puis le prix du bien de manière à maximiser son profit en connaissant parfaitement la fonction de réaction de son concurrent et en tenant compte des fonctions de demande des consommateurs. Les choix des producteurs se font en deux étapes : la première étape est le choix de la qualité et la seconde étape est le choix du prix⁸⁸. Les producteurs font leurs choix en simultané et sans coopérer. L'équilibre économique correspond donc à un équilibre parfait en sous-jeux. Un équilibre parfait en sous-jeux se caractérise par un équilibre de Nash à chaque étape du jeu. Pour déterminer cet équilibre, nous raisonnons à rebours. Ainsi, nous commençons par caractériser les fonctions

⁸⁸Un jeu en trois étapes a été proposé par Amacher *et al.* (2004). La première étape correspond au choix du montant d'un investissement permettant de réduire le coût de production du bien, la seconde étape est le choix de la qualité et la troisième étape est le choix du prix.

de demande pour les deux qualités. Nous déterminons ensuite la fonction de réaction de chaque producteur. Nous terminons en présentant les choix de la qualité à l'équilibre⁸⁹.

2.2.1 Les fonctions de demande

Deux qualités sont présentes sur le marché. Chaque consommateur arbitre entre les deux qualités et choisit celle lui permettant d'obtenir le surplus le plus élevé. Les fonctions de demande sont exprimées par (4.11) et (4.12). Nous commençons par déterminer la valeur du consommateur indifférent entre les deux qualités, notée $\bar{\theta}$. Le surplus de ce consommateur est identique quelque soit la qualité achetée. Le surplus est exprimé par (4.6). La valeur du consommateur indifférent est donc égale à :

$$\bar{\theta} = \frac{p_H - p_L}{\rho_H - \rho_L} \quad (4.21)$$

En substituant dans la fonction de profit des producteurs (4.7), les demandes par leur expression donnée en (4.11) et (4.12) et connaissant la valeur du consommateur indifférent (4.21), les fonctions de profit des producteurs se réécrivent donc :

$$\pi_L(p_L, p_H, \rho_H, \rho_L) = (p_L - c\rho_L^2 - w(\rho_L)) \left(\frac{p_H - p_L}{\rho_H - \rho_L} - a \right) \quad (4.22)$$

$$\pi_H(p_L, p_H, \rho_H, \rho_L) = (p_H - c\rho_H^2 - w(\rho_H)) \left(a + 1 - \frac{p_H - p_L}{\rho_H - \rho_L} \right) \quad (4.23)$$

A partir des fonctions de profit (4.22) et (4.23), nous pouvons déterminer les fonctions de réaction des producteurs.

2.2.2 Les fonctions de réaction des producteurs

Les fonctions de réaction découlent de la maximisation des fonctions de profit (4.22) et (4.23) respectivement par p_L et par p_H . Ces fonctions s'écrivent alors :

$$\begin{aligned} p_L(\rho_H, \rho_L) = \frac{1}{3} & \left((1-a)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_H^2 + e(1-\rho_H) \right. \\ & + s\rho_H(1-\rho_H) + 2c\rho_L^2 + 2e(1-\rho_L) \\ & \left. + 2s\rho_L(1-\rho_L) \right) \end{aligned} \quad (4.24)$$

⁸⁹Le détail des calculs est donné en annexe (D.2).

$$\begin{aligned}
p_H(\rho_H, \rho_L) = & \frac{1}{3} \left((a+2)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_L^2 + e(1 - \rho_L) \right. \\
& + s\rho_L(1 - \rho_L) + 2c\rho_H^2 + 2e(1 - \rho_H) \\
& \left. + 2s\rho_H(1 - \rho_H) \right)
\end{aligned} \tag{4.25}$$

En substituant dans les fonctions de profit (4.22) et (4.23) les prix par leur expression donnée en (4.24) et (4.25), ces fonctions se réécrivent :

$$\begin{aligned}
\pi_L(\rho_H, \rho_L) = & \frac{1}{9(\rho_H - \rho_L)} \left[(1-a)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_H^2 \right. \\
& + e(1 - \rho_H) + s\rho_H(1 - \rho_H) - c\rho_L^2 - e(1 - \rho_L) \\
& \left. - s\rho_L(1 - \rho_L) \right]^2
\end{aligned} \tag{4.26}$$

$$\begin{aligned}
\pi_H(\rho_H, \rho_L) = & \frac{1}{9(\rho_H - \rho_L)} \left[(a+2)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_L^2 \right. \\
& + e(1 - \rho_L) + s\rho_L(1 - \rho_L) - c\rho_H^2 - e(1 - \rho_H) \\
& \left. - s\rho_H(1 - \rho_H) \right]^2
\end{aligned} \tag{4.27}$$

A partir de ces fonctions de profit, nous déterminons le choix de qualité de chaque producteur à l'équilibre de Nash.

2.2.3 Les choix de la qualité à l'équilibre de Nash

Les choix de la qualité à l'équilibre de Nash découlent de la maximisation des fonctions de profit (4.26) et (4.27) respectivement par ρ_L et par ρ_H . Les choix de qualités à l'équilibre s'écrivent alors :

$$\rho_L^* = \frac{4a - 1 + 4(e - s)}{8(c - s)} \tag{4.28}$$

$$\rho_H^* = \frac{4a + 5 + 4(e - s)}{8(c - s)} \tag{4.29}$$

Les choix de qualités (4.28) et (4.29) maximisent le profit des deux producteurs. Pour ces qualités (4.28) et (4.29), la valeur du consommateur indifférent (4.21) à l'équilibre est égale à :

$$\bar{\theta}^* = a + \frac{1}{2} \tag{4.30}$$

Le consommateur indifférent correspond donc au consommateur dont la préférence pour la qualité est la préférence médiane.

En substituant dans les fonctions de demande (4.11) et (4.12) $\bar{\theta}$ par sa valeur donnée en (4.30), les demandes à l'équilibre s'écrivent alors :

$$q_L^* = q_H^* = \frac{1}{2} \quad (4.31)$$

La demande se partage entre les deux producteurs en deux parts égales.

En substituant dans les fonctions de profit (4.26) et (4.27), ρ_L et ρ_H par leur valeur donnée en (4.28) et (4.29), les profits à l'équilibre s'écrivent alors :

$$\pi_L^* = \pi_H^* = \frac{3}{16(c-s)} \quad (4.32)$$

A l'équilibre, les producteurs obtiennent des profits identiques.

L'égalité des profits et l'égalité des demandes s'expliquent par la forme particulière du coût de production retenue. Nous détaillons cette explication dans l'encadré 7.

Encadré 7 : Forme du coût de production et conséquences sur les demandes des consommateurs et les profits des producteurs

En prenant une forme générale plutôt que quadratique pour représenter la convexité du coût de production avec la qualité, Bansal (2008) démontre que les demandes et les profits dépendent de la pente du coût de production.

Dans le cas d'un coût fortement convexe, le coût augmente rapidement avec la qualité, alors le producteur H domine le producteur L en termes de profit et de part de marché.

Dans le cas d'un coût faiblement convexe, le coût augmente lentement avec la qualité, le producteur L domine le producteur H en termes de profit et de part de marché.

Bansal (2008) conclut que l'égalité des profits et des demandes est un cas particulier lié à l'utilisation d'un coût quadratique avec la qualité.

Toutefois, avec une forme convexe générale le résultat final n'est pas modifié : si les choix de qualités des producteurs sont optimaux alors l'équilibre économique correspond à l'optimum social.

Nous comparons maintenant les demandes et les choix de qualités à l'optimum social avec les demandes et les choix de qualités à l'équilibre économique.

En comparant (4.17) avec (4.31), les demandes à l'optimum social sont identiques aux demandes à l'équilibre. La prise en compte d'un pouvoir de marché ne semble donc pas influencer la répartition des consommateurs entre les deux qualités.

En revanche, en comparant (4.14) avec (4.28) et (4.15) avec (4.29) la présence d'un pouvoir de marché des producteurs modifie les choix de qualités des producteurs :

$$\rho_L^* - \rho_L^\circ = \frac{-1}{4(c-s)} < 0 \quad (4.33)$$

$$\rho_H^* - \rho_H^\circ = \frac{1}{4(c-s)} > 0 \quad (4.34)$$

Comparé à la situation de l'optimum social, à l'équilibre économique le producteur L produit un emballage qui n'est pas suffisamment recyclable ($\rho_L^* < \rho_L^\circ$) alors que le producteur H produit un emballage qui est trop recyclable ($\rho_H^* > \rho_H^\circ$).

Egalement, les qualités mises sur le marché à l'équilibre économique ne correspondent à la qualité préférée d'aucun consommateur :

$$\rho_L^* - \underline{\rho} = \frac{-1}{8(c-s)} < 0 \quad (4.35)$$

$$\rho_H^* - \bar{\rho} = \frac{1}{8(c-s)} > 0 \quad (4.36)$$

Par conséquent, l'écart de différenciation à l'équilibre économique est donc supérieur à l'écart de différenciation à l'optimum social :

$$(\rho_H^* - \rho_L^*) - (\rho_H^\circ - \rho_L^\circ) = \frac{1}{4(c-s)} > 0 \quad (4.37)$$

Cet excès de différenciation réside dans la volonté des producteurs de maximiser leur profit.

En effet, le profit des producteurs est croissant avec l'écart de différenciation :

$$\pi_L^* = \pi_H^* = \frac{1}{4}(\rho_H^* - \rho_L^*) \quad (4.38)$$

La comparaison des choix de qualité à l'optimum social et à l'équilibre économique a permis de démontrer que la présence d'un pouvoir de marché ne modifie pas la répartition des consommateurs mais accentue l'écart de différenciation : le producteur L produit un emballage qui n'est pas suffisamment recyclable alors que le producteur H produit un emballage qui est trop recyclable. La présence d'un pouvoir de marché génère un excès de différenciation qui s'explique par la volonté des producteurs de maximiser leur profit. Ainsi,

en présence d'un pouvoir de marché, une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social.

Avant de présenter une politique optimale, nous étudions les effets de chaque variable sur les choix de qualités et l'écart de différenciation en présence d'un pouvoir de marché.

3 Statiques comparatives

Nous débutons en étudiant les impacts sur les choix de qualités d'une hausse du coût d'élimination e et d'une hausse de la conscience environnementale des consommateurs a :

$$\frac{\partial \rho_L^*}{\partial e} = \frac{\partial \rho_H^*}{\partial e} = \frac{\partial \rho_L^*}{\partial a} = \frac{\partial \rho_H^*}{\partial a} = \frac{1}{2(c-s)} > 0 \quad (4.39)$$

Ces deux variables ont la même influence sur les deux qualités : elles incitent les producteurs à accroître la recyclabilité de leur emballage. Par contre, elles sont neutres sur l'écart de différenciation et donc sur les profits des producteurs. Les profits ne dépendent ni du coût d'élimination ni de la conscience environnementale des consommateurs.

Nous poursuivons en étudiant l'impact d'une variation du coût de production (c) sur les choix de qualités et sur l'écart de différenciation :

$$\frac{\partial \rho_L^*}{\partial c} = \frac{-4(a+e-s)+1}{8(c-s)^2} \leq 0 \quad \frac{\partial \rho_H^*}{\partial c} = \frac{-4(a+e-s)-5}{8(c-s)^2} < 0 \quad (4.40)$$

Cette variable influence négativement la recyclabilité de l'emballage de qualité H . En revanche, une hausse du coût de production peut influencer positivement ou négativement la recyclabilité de l'emballage de qualité L suivant la valeur du coût de séparation (s). En effet, si ($s > a + e - 1/4$), alors une hausse du coût de production stimule la recyclabilité de l'emballage L . En revanche, si ($s < a + e - 1/4$) alors une hausse du coût de production diminue la recyclabilité de l'emballage L . Dans les deux cas, une hausse du coût de production diminue l'écart de différenciation : la diminution de la recyclabilité étant plus importante pour l'emballage H que pour l'emballage L ($-\partial \rho_H^*/\partial c > -\partial \rho_L^*/\partial c$). Ainsi, on a :

$$\frac{\partial(\rho_H^* - \rho_L^*)}{\partial c} = \frac{-3}{4(c-s)^2} < 0 \quad (4.41)$$

La diminution de l'écart de différenciation suite à une hausse du coût de production réduit le profit des deux producteurs :

$$\frac{\partial \pi_L^*}{\partial c} = \frac{\partial \pi_H^*}{\partial c} = \frac{-1}{4(c-s)^2} < 0 \quad (4.42)$$

La baisse des profits est identique pour les deux producteurs.

Nous terminons en étudiant l'impact d'une variation du coût de séparation s sur les choix de qualités, puis sur l'écart de différenciation :

$$\frac{\partial \rho_L^*}{\partial s} = \frac{4(a+e-c)-1}{8(c-s)^2} \leq 0 \quad \frac{\partial \rho_H^*}{\partial s} = \frac{4(a+e-c)+5}{8(c-s)^2} \leq 0 \quad (4.43)$$

L'influence du coût de séparation sur les choix de qualités n'est pas aussi claire que pour les autres coûts, la réaction des producteurs dépendant des coûts de production et d'élimination des déchets ainsi que des préférences des consommateurs. Par contre, une hausse du coût de séparation augmente nécessairement l'écart de différenciation :

$$\frac{\partial(\rho_H^* - \rho_L^*)}{\partial s} = \frac{3}{4(c-s)^2} > 0 \quad (4.44)$$

Par conséquent, une hausse du coût de séparation augmente le profit des deux producteurs :

$$\frac{\partial \pi_L^*}{\partial s} = \frac{\partial \pi_H^*}{\partial s} = \frac{1}{4(c-s)^2} > 0 \quad (4.45)$$

Il nous reste à déterminer si la hausse de l'écart de différenciation est synonyme d'une diminution, d'une augmentation ou d'une évolution contraire de la recyclabilité des deux emballages. Cet effet dépend de la composition de l'emballage.

En réaction à une hausse du coût de séparation, un producteur i augmente la part du matériau contenu majoritairement dans son emballage. Par conséquent, une variation du coût de séparation peut augmenter ou diminuer la recyclabilité d'un emballage. Pour démontrer cela, comparons les valeurs de ρ_L^* et ρ_H^* avec un emballage composé à parts égales des deux matériaux ($\rho = 0,5$) :

$$\rho_L^* - \frac{1}{2} = \frac{4(a+e-c)-1}{8(c-s)} \quad (4.46)$$

$$\rho_H^* - \frac{1}{2} = \frac{4(a+e-c)+5}{8(c-s)} \quad (4.47)$$

L'emballage L se compose majoritairement du matériau recyclable si $(a - 1/4 > c - e)$ et l'emballage H se compose majoritairement du matériau recyclable si $(a + 5/4 > c - e)$. En

d'autres termes, il existe trois explications à l'accroissement de la différenciation suite à une hausse du coût de séparation :

- $a - 1/4 > c - e$: les deux emballages se composent majoritairement du matériau recyclable, une hausse du coût de séparation augmente la recyclabilité des deux emballages mais de façon plus importante pour l'emballage H , ce qui explique la hausse de l'écart de différenciation ;
- $a + 5/4 < c - e$: les deux emballages se composent majoritairement du matériau non recyclable, une hausse du coût de séparation diminue la recyclabilité des deux emballages mais de façon plus importante pour l'emballage L , ce qui explique la hausse de l'écart de différenciation ;
- $a - 1/4 < c - e < a + 5/4$: les emballages L et H se composent respectivement d'une majorité du matériau non-recyclable et d'une majorité du matériau recyclable, une hausse du coût de séparation entraîne des réactions opposées, le producteur L diminue la recyclabilité de son emballage alors que le producteur H l'augmente, ce qui explique la hausse de l'écart de différenciation.

Ainsi, le coût d'élimination influence uniquement les choix de qualités alors que le coût de séparation influence les choix de qualités et l'écart de différenciation. Jusqu'à présent, nous avons considéré que les producteurs étaient soumis à une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage. Dans la section suivante, nous démontrons qu'il est possible de décentraliser l'optimum social en modulant la règle de tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage.

4 La politique optimale

Dans cette section, nous supposons que pour chaque étape de gestion des déchets d'emballage le régulateur a la capacité de modifier le coût supporté par le producteur. Le régulateur peut donc imposer aux producteurs de supporter un coût supérieur ou inférieur au CMS de gestion des déchets d'emballage de manière à décentraliser l'optimum social. En d'autres termes, le régulateur peut intervenir de manière à ce que cette REP ne se caractérise pas nécessairement par une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage. Pour cela, le régulateur dispose de deux instruments : une taxe ou une subvention, notée t_e , permettant de moduler le coût d'élimination des déchets et une taxe ou une subvention, notée t_s , permettant de moduler le coût de séparation. La fonction de profit d'un producteur i s'écrit maintenant :

$$\pi_i(p_i, \rho_i, q_i) = (p_i - c\rho_i^2 - (t_e + e)(1 - \rho_i) - (t_s + s)\rho_i(1 - \rho_i))q_i \quad (4.48)$$

Les qualités à l'équilibre s'écrivent alors :

$$\rho_L^* = \frac{4a - 1 + 4(t_e + e - s - t_s)}{8(c - t_s - s)} \quad (4.49)$$

$$\rho_H^* = \frac{4a + 5 + 4(t_e + e - s - t_s)}{8(c - t_s - s)} \quad (4.50)$$

La valeur du consommateur indifférent n'est pas modifiée par la mise en place de ces deux instruments, les demandes à l'équilibre s'écrivent toujours :

$$q_L^* = q_H^* = a + \frac{1}{2} \quad (4.51)$$

Les deux instruments n'influencent pas la répartition des consommateurs qui est déjà optimale. L'objectif d'une politique optimale est donc de faire coïncider les choix de qualités en présence à l'équilibre économique (4.49) et (4.50) avec les choix de qualités à l'optimum social (4.14) et (4.15). Une politique optimale se compose des deux instruments suivants :

$$t_s = 2(s - c) \quad (4.52)$$

$$t_e = 2\left(a + \frac{1}{2} + e - c\right) \quad (4.53)$$

Du fait de l'hypothèse 2 ($c > s$), le taux de t_s est négatif. Le taux de t_e peut être positif ou négatif suivant la préférence du consommateur médian pour la qualité de l'emballage ($a + 1/2$). La politique optimale se compose donc d'une subvention, qui diminue le coût de séparation supporté par les producteurs et d'une taxe ou d'une subvention, qui module le coût d'élimination supporté par les producteurs en fonction de la préférence du consommateur médian pour la qualité de l'emballage.

Le taux de t_s varie en fonction de la difficulté à séparer les matériaux composant l'emballage : lorsque la difficulté à séparer les deux matériaux augmente, le coût supporté par les producteurs tend vers le coût réel de séparation⁹⁰. Cette subvention est nécessaire pour lutter contre l'excès de différenciation caractérisant les choix de qualités des producteurs en présence d'un pouvoir de marché. En effet, nous avons vu qu'une hausse du coût de séparation augmente l'écart de différenciation, cette subvention incite donc les producteurs à réduire l'écart de différenciation.

⁹⁰Le coût réel de séparation est égal à (s).

Le taux de t_e dépend de la préférence du consommateur médian ($a + 1/2$) comparée au différentiel de coûts entre les deux extrema pour le choix de la qualité⁹¹. Si la préférence du consommateur médian est inférieure au différentiel de coûts entre les deux extrema de qualité ($a + 1/2 < c - e$), alors le régulateur applique une subvention réduisant le coût d'élimination supporté par les producteurs. Les producteurs supportent un coût supérieur au coût réel d'élimination des déchets d'emballage⁹². Si la préférence du consommateur médian est supérieure au différentiel de coûts entre les deux extrema ($a + 1/2 > c - e$), alors le régulateur applique une taxe qui augmente le coût d'élimination supporté par les producteurs. Les producteurs supportent un coût supérieur au coût réel d'élimination des déchets d'emballage.

Par conséquent, la politique optimale minimise l'influence du coût de séparation dans le choix de la qualité par les producteurs. Comme nous l'avons souligné, le régulateur diminue le coût de séparation supporté par les producteurs pour limiter l'incitation de ces derniers à se différencier. La diminution du coût de séparation supporté par les producteurs peut aussi s'expliquer par les préférences des consommateurs pour la qualité de l'emballage.

Pour les consommateurs, l'emballage de meilleure qualité est celui qui minimise le coût d'élimination, ils ne tiennent pas compte du coût de séparation. Les préférences des consommateurs pour la qualité de l'emballage ne traduisent pas forcément une minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage. Le coût de séparation influence uniquement les choix des consommateurs par le canal du prix. En revanche, les producteurs déterminent la qualité de l'emballage avec un objectif de minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage, ils prennent en compte les coûts de séparation et d'élimination dans le choix de la qualité. La politique optimale, en diminuant le coût de séparation supporté par les producteurs, facilite l'adéquation entre les préférences des consommateurs et l'objectif de minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage des producteurs.

Globalement, cette politique optimale implique que les producteurs peuvent supporter un coût supérieur, inférieur ou égal au CMS de gestion des déchets d'emballage.

Si ($a + 1/2 < c - e$), la politique optimale se compose de deux subventions et les producteurs supportent un coût inférieur au CMS de gestion des déchets d'emballage. Les

⁹¹Pour un emballage de qualité $\rho_i = 0$, le coût de production est nul et le coût de gestion des déchets se résume au coût d'élimination e . Pour un emballage de qualité $\rho_i = 1$, le coût de production est égal à c et le coût de gestion des déchets est nul.

⁹²Le coût réel d'élimination est égal à (e).

préférences des consommateurs pour la recyclabilité de l'emballage sont faibles, une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage est trop restrictive.

Si $(a + 1/2 > c - e)$, la politique optimale se compose d'une taxe augmentant le coût des opérations d'élimination et d'une subvention diminuant le coût des opérations de séparation. Dans cette situation, en fonction des préférences environnementales des consommateurs, les producteurs supportent un coût inférieur, égal ou supérieur au CMS de gestion des déchets d'emballage. Afin de déterminer si le coût supporté par les producteurs est supérieur, inférieur ou égal au CMS de gestion des déchets d'emballage, nous comparons le coût de gestion des déchets d'emballage supporté par les producteurs à l'optimum social avec celui qu'ils supportent à l'équilibre économique avec la politique optimale⁹³. Dans ces deux situations, les choix de qualités et la répartition des consommateurs sont donnés respectivement par (4.14), (4.15) et (4.16).

A l'équilibre économique avec la politique optimale, le coût supporté par le producteur L est supérieur ou égal au CMS de gestion des déchets d'emballage si $(a + 3/4 \geq (c - e) + (c - s))$, soit si la préférence du consommateur médian parmi ceux achetant le bien de qualité H ($a + 3/4$) est suffisamment élevée.

A l'équilibre économique avec la politique optimale, le coût supporté par le producteur H est supérieur ou égal au CMS de gestion des déchets d'emballage si $(a + 1/4 \geq (c - e) + (c - s))$, soit si la préférence du consommateur médian parmi ceux achetant le bien de qualité L ($a + 1/4$) est suffisamment élevée.

A l'équilibre économique, une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage peut être une politique optimale. Elle est une politique optimale pour le producteur L si $(a + 3/4 = (c - e) + (c - s))$ et pour le producteur H si $(a + 1/4 = (c - e) + (c - s))$. Par conséquent, une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage ne peut pas être simultanément une politique optimale pour les deux producteurs. De plus, une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage ne suppose pas que le producteur supporte le coût réel de chacune des étapes de gestion des déchets d'emballage. Comme nous l'avons vu, les producteurs supportent un coût inférieur au coût réel pour les opérations de séparation et pour les opérations d'élimination, le coût supporté par les producteurs varie autour du coût réel en fonction de la conscience environnementale des consommateurs.

⁹³Les calculs sont présentés en annexe (D.3).

Ce modèle produit deux résultats intéressants concernant l'efficacité d'une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage dans le cas d'une REP et en présence d'un pouvoir de marché des producteurs :

- les coûts de séparation et d'élimination supportés par les producteurs sont modulés pour faciliter l'adéquation entre les préférences des consommateurs pour la qualité de l'emballage et la minimisation du coût de gestion des déchets d'emballage des producteurs ;
- le coût supporté par les producteurs peut être inférieur, supérieur ou égal au CMS de gestion des déchets d'emballage en fonction du degré de conscience environnementale des consommateurs.

Dans ce chapitre, dans le cas d'une REP, nous avons confirmé qu'une tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage ne décentralise pas l'optimum social en présence d'un pouvoir de marché des producteurs. En effet, si la répartition des consommateurs entre les deux qualités est optimale, les choix de qualités ne le sont pas : les producteurs se différencient de manière excessive pour limiter la concurrence en prix et obtenir des profits positifs.

Partant de ce résultat, nous avons démontré qu'il est nécessaire de moduler la règle de tarification au CMS de gestion des déchets d'emballage pour décentraliser l'optimum social. En fonction du degré de conscience environnementale des consommateurs, le coût supporté par les producteurs peut être inférieur, égal ou supérieur au CMS de gestion des déchets d'emballage. Ce premier résultat peut légitimer le fait qu'en Allemagne les producteurs supportent l'intégralité des coûts liés à la gestion des déchets d'emballage, alors qu'en France ils n'en supportent qu'une partie. En effet, d'après nos résultats, cet écart de coûts est légitime si les consommateurs allemands sont caractérisés par une conscience environnementale plus prononcée que les consommateurs français.

Egalement, le coût supporté par les producteurs doit être modulé en fonction de l'impact de la recyclabilité de l'emballage sur chaque étape de gestion des déchets d'emballage. Notre politique optimale implique que les producteurs supportent un coût de séparation inférieur à son coût réel et un coût d'élimination variant autour de son coût réel suivant les préférences environnementales des consommateurs. Ce second résultat légitime la mise en place de bonus/malus comme le fait *Eco-Emballages* en France. Cet éco-organisme reçoit des contributions des producteurs devant couvrir le coût de gestion des déchets d'emballage⁹⁴. Or, *Eco-Emballages* module le montant de ces contributions par l'application de bonus et/ou de malus. *Eco-Emballages* applique des malus pour les emballages ne disposant pas de filière de recyclage et pour les emballages perturbateurs de tri⁹⁵, et un bonus pour les emballages ayant fait l'objet d'efforts en matière d'éco-conception. Notre politique optimale préconise l'utilisation de tels instruments. D'après nos résultats, un malus sur les emballages ne disposant pas de filière de recyclage semble être justifié en présence de consommateurs caractérisés par une forte conscience environnementale⁹⁶. En revanche, le malus pour les

⁹⁴Précisément, ces contributions doivent couvrir uniquement le surcoût de la gestion des déchets d'emballages ménagers comparé au coût standard de gestion des déchets ménagers.

⁹⁵Les emballages dits perturbateurs de tri sont les emballages dont la composition réduit la qualité des matières recyclées. Pour éviter cet effet, ces emballages nécessitent des opérations de séparation coûteuses.

⁹⁶Ce bonus/malus correspond à la taxe t_e de notre modèle.

emballages perturbateurs de tri n'est pas forcément optimal. Dans notre modèle, les emballages perturbateurs de tri correspondent aux emballages nécessitant un tri manuel, donc tous les emballages composés des deux matériaux. Or, d'après notre modèle, ces emballages ne doivent pas faire l'objet d'un malus mais d'un bonus qui diminue avec la difficulté à séparer les deux matériaux⁹⁷. Dans notre modèle, la mise en place de ce bonus peut s'expliquer par le fait que la séparabilité des matériaux composant l'emballage n'influence pas la qualité de l'emballage pour les consommateurs.

⁹⁷Ce bonus/malus correspond à la taxe t_s de notre modèle.

CONCLUSION DE LA PARTIE 2

Dans cette seconde partie, en tenant compte d'un dommage marginal provenant de la gestion des déchets qui est la source d'externalités et d'un pouvoir de marché des producteurs sur le marché du bien, nous avons analysé l'efficacité d'une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets.

Pour cela, nous avons représenté le marché du bien sous la forme d'un duopole avec une différenciation verticale des biens : un producteur produisant une qualité L et un producteur produisant une qualité H . Sur ce marché, nous avons analysé les conséquences de l'introduction d'une REP à court terme puis à long terme.

A court terme, nous avons considéré deux formes de REP : une REP individuelle et une REP collective. Dans le cas d'une REP individuelle, les producteurs ne coopèrent pas. En revanche, dans le cas d'une REP collective, les producteurs coopèrent, ils se comportent comme un cartel. Dans les deux cas, l'introduction d'une REP modifie le prix des biens, par contre les qualités mises sur le marché restent identiques. En modifiant le prix des biens, la REP influence les choix des consommateurs entre les deux qualités. La demande pour l'une des deux qualités peut devenir nulle, le marché n'est alors plus différencié. Dans le cas d'une REP individuelle, l'absence de différenciation annule le pouvoir de marché des producteurs. Par contre, dans le cas d'une REP collective, les producteurs conservent un pouvoir de marché même en l'absence de différenciation : ce pouvoir de marché découle du comportement de collusion. L'introduction d'une REP individuelle caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets décentralise l'optimum social si elle supprime la différenciation. Dans le cas contraire, elle présente deux limites. D'une part, elle ne permet pas de lutter contre l'excès de différenciation. D'autre part, les quantités mises sur le marché sont inférieures aux quantités optimales. L'introduction d'une REP collective caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social. Elle supprime l'excès de différenciation mais les quantités mises sur le marché sont nécessairement inférieures aux quantités optimales. En comparant ces deux instruments, nous avons démontré la supériorité de la REP individuelle sur la REP collective.

A long terme, nous nous sommes focalisés sur l'efficacité d'une REP individuelle caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets en prenant l'exemple des déchets d'emballage. A long terme, l'introduction d'une REP modifie les choix de qualité et de prix

des producteurs. En nous concentrant sur le cas d'un marché différencié, nous avons démontré qu'une REP caractérisée par une tarification au CMS ne décentralise pas l'optimum social : les qualités choisies par les producteurs ne correspondent pas aux qualités optimales. A long terme, une REP individuelle décentralise l'optimum social si les coûts de gestion des déchets supportés par les producteurs varient avec le degré de conscience environnementale des consommateurs. Une politique optimale implique que les producteurs supportent un coût de gestion des déchets croissant avec le degré de conscience environnementale des consommateurs. Suivant le degré de conscience environnementale des consommateurs, le coût supporté par les producteurs doit être inférieur, égal ou supérieur au CMS de gestion des déchets.

Dans cette seconde partie, en prenant l'exemple d'une REP, et en tenant compte d'externalités liées à la gestion des déchets et d'un pouvoir de marché des producteurs, nous avons démontré qu'une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social. Ce résultat est vrai à court terme comme à long terme. Par contre, à long terme, une REP peut décentraliser l'optimum social si les coûts de gestion des déchets supportés par les producteurs varient avec la conscience environnementale des consommateurs.

Conclusion Générale

Les Directives cadres relatives à la gestion des déchets ont défini un cadre réglementaire commun aux pays membres de l'Union Européenne (UE) reposant sur trois principes immuables : la gestion des déchets doit se faire sans mettre en danger la santé humaine et sans nuire à l'environnement ; la gestion des déchets doit se faire dans le respect de la hiérarchie des priorités (la prévention, la préparation en vue du réemploi, la valorisation puis élimination) ; la partie des coûts de gestion des déchets non-couverte par les recettes provenant de la valorisation des déchets doit être supportée soit par les détenteurs, soit par les producteurs de biens dont la consommation génère des déchets. Dans le respect de ce cadre, chaque pays membre de l'UE élabore sa politique de déchets. A partir de l'évolution des modes de gestion des déchets municipaux entre 1995 et 2010, nous avons montré que l'élaboration d'un cadre commun pour la gestion des déchets n'a pas entraîné une harmonisation totale des politiques de déchets des pays membres de l'UE, des différences persistent. Or, si ces différences n'influencent pas la quantité de déchets municipaux par habitant, elles influencent le taux de stockage des déchets municipaux.

Pour illustrer les différences entre les politiques nationales de déchets des pays membres de l'UE 15 et montrer que ces différences influencent le taux de stockage des déchets municipaux, nous avons pris l'exemple de la politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers. La politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers est de la responsabilité des municipalités. Sur son territoire, chaque municipalité met en place un service assurant la collecte et le traitement des déchets ménagers. La politique de tarification du service de gestion des déchets ménagers détermine alors le prix payé par chaque ménage pour utiliser ce service. Le prix payé par les ménages doit permettre à la municipalité de financer la partie du coût de gestion des déchets ménagers qui n'est pas couverte par les recettes provenant de leur valorisation. Le prix payé par le ménage peut être sans lien avec sa demande en service de gestion des déchets, on parle alors de Tarification Non-Incitative (TNI), ou être en lien avec sa demande en service de gestion des déchets, on parle alors de Tarification Incitative (TI).

A partir d'un échantillon de six pays – Allemagne, Autriche, Belgique, Espagne, France et Italie – caractérisés par des taux différents de diffusion de la TI, nous avons montré que la TI participe au recul du taux de stockage des déchets municipaux. En 2010, dans les pays où la TI est largement diffusée (Allemagne, Autriche et Belgique), le stockage des déchets municipaux a quasiment disparu. En revanche, en 2010, dans les pays où la TI est peu diffusée (Espagne, France et Italie), le stockage des déchets municipaux reste un mode de

traitement privilégié. Ce résultat s'explique par l'effet de la TI sur l'effort de tri des ménages. Une TI accentue l'effort de tri des ménages, ce qui augmente les quantités de déchets collectés séparément. Ces déchets étant principalement recyclés, une hausse de la quantité de déchets collectés séparément diminue le taux de stockage. Pour démontrer l'effet de la TI sur l'effort de tri des ménages, nous avons pris l'exemple des déchets d'emballages ménagers.

Dans les six pays de notre échantillon, les déchets d'emballages ménagers sont collectés séparément. Cette collecte est financée par une Responsabilité Elargie des Producteurs (REP), c'est-à-dire par les producteurs de biens dont la consommation par les ménages génère des déchets d'emballages. La collecte des déchets d'emballages est donc gratuite pour les ménages. Pour évaluer l'effort de tri des ménages, nous avons étudié l'évolution entre 1997 et 2010 du taux de recyclage des déchets d'emballages.

A partir de l'évolution entre 1997 et 2010 du taux de recyclage des déchets d'emballages dans les six pays de notre échantillon, nous avons établi deux constats. D'une part, la mise en place d'une collecte séparée financée par une REP a entraîné une hausse de la quantité de déchets d'emballages recyclés dans cinq des six pays de notre échantillon. La mise en place d'une collecte séparée financée par une REP semble donc augmenter l'effort de tri des ménages indépendamment du taux de diffusion de la TI. D'autre part, le taux de recyclage des déchets d'emballages est plus élevé dans les pays où la TI est largement diffusée. La TI semble donc stimuler l'effort de tri des ménages.

Ainsi, la mise en place d'une collecte séparée financée par une REP et/ou la mise en place d'une TI favorisent le développement du recyclage et donc le recul du stockage des déchets. Ces deux instruments participent donc au développement d'une gestion des déchets conforme à la hiérarchie des priorités définie par les Directives européennes.

Partant de ce constat, dans cette thèse, nous avons déterminé les conditions maximisant l'efficacité d'une TI et d'une REP pour la gestion des déchets ménagers.

Dans une première partie, nous avons représenté une économie à l'aide d'un modèle d'équilibre général se composant de ménages, de producteurs et de collecteurs. Ces agents sont rationnels, parfaitement informés et les marchés sont concurrentiels. Dans cette économie, un bien est produit et consommé. La consommation entraîne la production de déchets qui sont soit éliminés, soit recyclés. L'élimination des déchets se fait par stockage et le recyclage transforme les déchets en MPS. Contrairement au recyclage, le stockage génère

un dommage environnemental qui n'est pas pris en compte par le marché. Cette économie se caractérise donc par la présence d'externalités liées à l'élimination des déchets.

Dans le chapitre 1, les quantités de déchets éliminés et recyclés dans cette économie dépendent des dépenses en recyclage. Ces dépenses mesurent la quantité de travail consacrées aux opérations de recyclage. Dans le chapitre 2, les quantités de déchets recyclés et éliminés dans cette économie dépendent des dépenses en éco-conception. Ces dépenses déterminent le degré de recyclabilité du bien, c'est-à-dire la quantité de déchets recyclés contenue dans le bien. Dans ces deux chapitres, nous avons démontré qu'une gestion optimale des déchets implique que les ménages dans le cas d'une TI et les producteurs dans le cas d'une REP supportent le Coût Marginal Social (CMS) d'élimination des déchets. Or, en l'absence de régulation, ni les ménages ni les producteurs ne supportent pas le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets. Par conséquent, à l'équilibre économique non-régulé, ni une REP ni une TI ne décentralisent l'optimum social.

Pour internaliser le coût du dommage marginal, en complément d'une TI ou d'une REP, nous avons analysé l'efficacité d'une taxe sur la collecte et d'une taxe sur le stockage. Une taxe sur la collecte a pour assiette la quantité de déchets collectés et elle est prélevée sur les ménages dans le cas d'une TI et sur les producteurs dans le cas d'une REP. Une taxe sur le stockage a pour assiette la quantité de déchets stockés et elle est prélevée sur les collecteurs. En complément d'une TI ou d'une REP, nous avons démontré qu'une taxe sur la collecte ou une taxe sur le stockage, dont le taux est égal au coût du dommage marginal, décentralise l'optimum social.

La littérature s'étant principalement concentrée sur l'efficacité d'une taxe sur la collecte pour décentraliser l'optimum social, notre principal apport, dans cette première partie, est d'avoir généralisé l'efficacité d'une taxe sur le stockage pour décentraliser l'optimum social. De plus, dans le cas d'une TI, nous avons confirmé qu'en présence de recycleurs une taxe sur la collecte dont le taux est égal au coût du dommage marginal pouvait s'avérer inefficace pour décentraliser l'optimum social. En conclusion de cette première partie, en complément d'une TI et/ou d'une REP, la taxe sur le stockage semble l'instrument le mieux adapté pour internaliser le coût du dommage marginal provenant du stockage des déchets.

Dans une seconde partie, nous avons analysé l'efficacité d'une tarification au CMS de gestion des déchets en présence d'un pouvoir de marché des producteurs sur le marché du bien. Pour représenter ce pouvoir de marché, nous avons modélisé le marché du bien sous la forme d'un duopole en supposant que les producteurs se font concurrence par les prix. Pour ce bien, les consommateurs ont des préférences différentes pour sa qualité. Les producteurs exploitent

l'hétérogénéité des préférences des consommateurs : chaque producteur propose une qualité différente du bien. Cette différenciation permet aux producteurs d'obtenir un pouvoir de marché et de réaliser des profits positifs. Ainsi, chaque producteur détermine la qualité puis le prix de son bien et le choix de la qualité détermine le coût de gestion des déchets. Sur ce marché, nous avons analysé les conséquences de l'introduction d'une REP, caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets, à court terme dans le chapitre 3, puis à long terme dans le chapitre 4.

A court terme, nous avons analysé l'efficacité d'une REP individuelle et d'une REP collective. Dans le cas d'une REP individuelle, les producteurs ne coopèrent pas. En revanche, dans le cas d'une REP collective, les producteurs coopèrent, ils se comportent comme un cartel. A court terme, l'introduction d'une REP influence uniquement le prix des biens, le choix de la qualité n'est pas affecté. En modifiant le prix des biens, l'introduction d'une REP change la répartition des consommateurs entre les deux qualités. La demande pour l'une des deux qualités peut alors devenir nulle. Dans ce cas, le marché n'est plus différencié.

L'introduction d'une REP individuelle, caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets, décentralise l'optimum social si elle supprime le pouvoir de marché des producteurs, autrement dit si elle met fin à la différenciation. Dans le cas contraire, elle ne décentralise pas l'optimum social. L'introduction d'une REP collective caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise jamais l'optimum social : les producteurs disposent d'un pouvoir de marché, même en l'absence de différenciation, puisqu'ils peuvent coopérer.

En supposant qu'une REP collective entraîne nécessairement un comportement de collusion, une REP individuelle est alors préférable à une REP collective.

A long terme, nous nous sommes concentrés sur l'efficacité d'une REP individuelle caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets. A long terme, l'introduction d'une REP modifie les choix de qualités donc les prix et la répartition des consommateurs. Les consommateurs ont une conscience environnementale et ils mesurent la qualité du bien en fonction de son emballage : le bien de meilleure qualité est celui dont l'emballage est le plus recyclable. A partir de ces hypothèses, nous avons démontré qu'une REP caractérisée par une tarification au CMS de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social. En effet, les choix de qualités des producteurs ne sont pas optimaux : les producteurs se différencient de manière excessive afin de maximiser leur profit.

Partant de ce constat, nous avons proposé une politique optimale reposant sur le principe de la REP. Cette politique implique de moduler le coût de gestion des déchets supporté par les producteurs en fonction des préférences environnementales des consommateurs pour la recyclabilité de l'emballage. En présence de consommateurs peu (très) sensibles à la recyclabilité de l'emballage, le coût supporté par les producteurs doit être inférieur (supérieur) au CMS de gestion des déchets.

Dans le cas d'un duopole avec une différenciation verticale, les politiques optimales proposées par la littérature impliquent nécessairement l'utilisation d'une taxe *ad valorem*. Dans cette seconde partie, notre principal apport est de proposer une politique optimale pour la gestion des déchets reposant uniquement sur le principe de la REP. Avec notre politique optimale, une taxe *ad valorem* n'est pas nécessaire.

Une extension possible des travaux réalisés durant cette thèse serait une meilleure prise en compte des préférences des consommateurs pour la qualité de l'emballage. Dans le chapitre 4, la qualité de l'emballage dépend uniquement de sa recyclabilité, le poids des deux emballages est supposé identique. Généralement, les consommateurs dotés d'une conscience environnementale mesurent la qualité d'un emballage en fonction des matériaux qui le composent et de son poids. Ces consommateurs préfèrent des emballages plus légers et composés de matériaux plus recyclables. Par conséquent, un modèle avec une double différenciation verticale semble mieux adapté pour représenter les comportements d'achat des consommateurs.

Dans ce cas, les stratégies de différenciation des producteurs reposent sur la composition et le poids de l'emballage. Toutefois, la composition d'un emballage influence son poids. Par exemple, utiliser des Matières Premières Secondaire (MPS) plutôt que des matières premières, ou des matériaux issus de ressources renouvelables (bioplastiques) plutôt que de la pétrochimie (plastiques traditionnels) améliore la recyclabilité de l'emballage aux yeux des consommateurs. Cependant, pour conserver les mêmes fonctionnalités de l'emballage, il est souvent nécessaire d'utiliser plus de MPS que de matières premières, ou plus de bioplastiques que de plastiques traditionnels. La composition de l'emballage détermine son poids. Le choix de la qualité de l'emballage par les producteurs se résume à déterminer sa composition.

Ainsi, à l'aide d'une fonction « d'éco-conception » telle que le poids de l'emballage soit une fonction de sa composition, il serait possible de ramener les stratégies de différenciation des producteurs au choix d'une seule variable : la composition de l'emballage. Dans ce contexte,

il serait intéressant d'étudier les conséquences de l'introduction d'une REP sur la composition de l'emballage et donc son poids.

Bibliographie

- Aalbers, R. F., & Vollebergh, H. R. (2008). An economic analysis of mixing wastes. *Environmental & Resource Economics*, pp. 311-330.
- ADEME. (2003). *Enquête sur l'état de l'art et les perspectives des techniques de tri automatique des déchets.*
- ADEME. (2003). *Panorama européen des éco-organismes ou des structures assumant la responsabilité des producteurs pour la gestion des produits en fin de vie .*
- ADEME. (2005). *La tarification des ordures ménagères liée à la quantité de déchets : Enseignements des expériences Européennes et perspectives pour la France.*
- ADEME. (2009). *Evaluation des résultats de la réutilisation et du recyclage des emballages en Europe.*
- Amacher, G. S., Koskela, E., & Ollikainen, M. (2004). Environmental quality competition and eco-labeling. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 284-306.
- Anderson, S. P., De Palma, A., & Thisse, J.-F. (1992). *Discrete Choice Theory of Product Differentiation*. Massachusetts Institute of Technology.
- Arora, S., & Gangopadhyay, S. (1995). Toward a theoretical model of voluntary overcompliance. *Journal of Economic Behavior and Organization*, pp. 289-309.
- Bansal, S. (2008). Choice and design of regulatory instruments in the presence of green consumers. *Resource & Energy Economics*, pp. 345-368.
- Bansal, S., & Gangopadhyay, S. (2003). Tax/subsidy policies in the presence of environmentally aware consumers. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 333-355.
- Barnes, M., Chan-Halbrendt, C., Zhang, Q., & Abejon, N. (2011). Consumer Preference and Willingness to Pay for Non-Plastic Food Containers in Honolulu, USA. *Journal of Environmental Protection*, pp. 1264 - 1273.
- Bech-Larsen, T. (1996). Danish Consumers' Attitudes to the Functional and Environmental Characteristics of Food Packaging . *Journal of Consumer Policy*, pp. 339-363.
- Bio Intelligence Service. (2012). *Use of Economic Instruments and Waste Management Performances.*
- Brécard, D. (2010). On production costs in vertical differentiation models. *Economics Letters*, pp. 183-186.

- Brécard, D. (2011). Environmental Tax in a Green Market. *Environmental & Resource Economics*, pp. 387-403.
- Brécard, D. (2013). Environmental Quality Competition and Taxation in the Presence of Green Network Effect Among Consumers. *Environmental & Resource Economics*, pp. 1-19.
- Calcott, P., & Walls, M. (2000). Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream "Design for Environment"? *The American Economic Review*, pp. 233-237.
- Calcott, P., & Walls, M. (2005). Waste, recycling, and “Design for Environment”: Roles for markets and policy instruments. *Resource and Energy Economics*, pp. 287-305.
- Choe, C., & Fraser, I. (1999). An Economic Analysis of Household Waste Management. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 234-246.
- Choe, C., & Fraser, I. (2001). On the Flexibility of Optimal Policies for Green Design. *Environmental & Resource Economics*, pp. 367-371.
- Choi, C. J., & Shin, H. S. (1992). A Comment on a Model of Vertical Product Differentiation. *The Journal of Industrial Economics*, pp. 229-231.
- Collignon, A., & Gathon, H.-J. (2010). Les déchets en Belgique. *Working paper CIRIEC*.
- Crampes, C., & Hollander, A. (1995). Duopoly and quality standards. *European Economic Review*, pp. 71-82.
- Cremer, H., & Thisse, J.-F. (1994). Commodity Taxation in a Differentiated Oligopoly. *International Economic Review*, pp. 613-633.
- Cremer, H., & Thisse, J.-F. (1999). On the taxation of polluting products in a differentiated industry. *European Economic Review*, pp. 575-594.
- Dijkgraaf, E., & Gradus, R. (2004). Cost savings in unit-based pricing of household waste The case of The Netherlands. *Resource and Energy Economics*, pp. 353–371.
- Dinan, T. M. (1993). Economic Efficiency Effects of Alternative Policies for Reducing Waste Disposal. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 242 - 256.
- Dizy Menéndez, D., & Ruiz Canete, O. (2010). The Spanish Waste Sector: Waste Collection, Transport and Treatment. *Working paper CIRIEC*.
- Eichner, T., & Pethig, R. (2001). Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 109-134.

- Eichner, T., & Pethig, R. (2003). Corrective Taxation for Curbing Pollution and Promoting Green Product Design and Recycling. *Environmental & Resource Economics*, pp. 477-500.
- Eichner, T., & Runkel, M. (2003). Efficient Management of Product Durability and Recyclability under Utilitarian and Chichilnisky Preferences. *Journal of Economics*, pp. 43-75.
- Eichner, T., & Runkel, M. (2005). Efficient Policies for Green Design in a Vintage Durable Good Model. *Environmental & Resource Economics*, pp. 259-278.
- Eunomia Research & Consulting. (2001). *Costs for Municipal Waste Management in the EU*.
- European Commission. (2001). *European Packaging Waste Management Systems*.
- European Environment Agency. (2005). *Effectiveness of packaging waste management systems in selected countries: an EEA pilot study*.
- European Environment Agency. (2009). *Diverting waste from landfill Effectiveness of waste-management policies in the European Union*.
- Fischer, C., Lehner, M., & McKinnon, D. L. (2012). Overview of the use of landfill taxes in Europe. *ETC/SCP working paper*.
- Fleckinger, P., & Glachant, M. (2010). The organization of extended producer responsibility in waste policy with product differentiation. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 57-66.
- Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1995). Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 78-91.
- Fullerton, D., & Kinnaman, T. C. (1996). Household Responses to Pricing Garbage by the Bag. *The American Economic Review*, pp. 971-984.
- Fullerton, D., & Wu, W. (1998). Policies for Green Design. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 131-148.
- Gabszewicz, J. J., & Thisse, J.-F. (1979). Price Competition, Quality and Income Disparities. *Journal of Economic Theory*, pp. 340-359.
- Gabszewicz, J. J., & Thisse, J.-F. (1980). Entry (and Exit) in a Differentiated Industry. *Journal of Economic Theory*, pp. 327-338.
- Glachant, M. (2005). La politique nationale de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes. *Economie & prévision*, pp. 85-100.

- Hong, S. (1999). The effects of unit pricing system upon household solid waste management: The Korean experience. *Journal of Environmental Management*, pp. 1-10.
- Ino, H. (2007). Extended producer responsibility in oligopoly. *Economics Bulletin*, pp. 1-9.
- Ino, H. (2011). Optimal environmental policy for waste disposal and recycling when firms are not compliant. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 290-308.
- Jenkins, R. R., Martinez, S. A., Palmer, K., & Podolsky, M. J. (2003). The determinants of household recycling: a material-specific analysis of recycling program features and unit pricing. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 294-318.
- Johnstone, N., & Labonne, J. (2004). Generation of Household Solid Waste in OECD Countries: An Empirical Analysis Using Macroeconomic Data. *Land Economics*, pp. 529-538.
- Kinnaman, T. (2010). Optimal Solid Waste Tax Policy with Centralized Recycling. *National Tax Journal*, pp. 237-252.
- Kipperberg, G. (2007). A Comparison of Household Recycling Behaviors in Norway and the United States. *Environmental & Resource Economics*, pp. 215-235.
- Klien, M., & Loser, P. (2009). Austrian Waste Sector. *Working paper CIRIEC*.
- Le Bozec, A. (2008). *Mise en place de la redevance incitative du service public d'élimination des déchets*. Versailles: Quae.
- Linderhof, V., Kooreman, P., Allers, M., & Wiersma, D. (2001). Weight-based pricing in the collection of household waste: the Oostzaan case. *Resource and Energy Economics*, pp. 359-371.
- Lombardini-Riipinen, C. (2005). Optimal Tax Policy under Environmental Quality Competition. *Environmental & Resource Economics*, pp. 317-336.
- Massarutto, A. (2010). Municipal waste management in Italy. *Working paper CIRIEC*.
- Mazzanti, M., & Zoboli, R. (2008). Waste generation, waste disposal and policy effectiveness Evidence on decoupling from the European Union. *Resources, Conservation and Recycling*, pp. 1221-1234.
- Moraga-Gonzalez, J. L., & Padron-Fumero, N. (2002). Environmental Policy in a Green Market. *Environmental and Resource Economics*, pp. 419-447.
- Motta, M. (1993). Endogenous Quality Choice: Price vs. Quantity Competition. *The Journal of Industrial Economics*, pp. 113-131.

- Mussa, M., & Rosen, S. (1978). Monopoly and Product Quality. *Journal of Economic Theory*, pp. 301-317.
- Palmer, K., & Walls, M. (1997). Optimal policies for solid waste disposal Taxes, subsidies, and standards. *Journal of Public Economics*, pp. 193-205.
- Pro Europe. (2013). *Participation Costs Overview 2013*.
- Rokka, J., & Uusitalo, L. (2008). Preference for green packaging in consumer product choices – Do consumers care? *International Journal of Consumer Studies*, pp. 516-525.
- Ronnen, U. (1991). Minimum Quality Standards, Fixed Costs, and Competition. *The RAND Journal of Economics*, pp. 490-504.
- Runkel, M. (2003). Product Durability and Extended Producer Responsibility in Solid Waste Management. *Environmental & Resource Economics*, pp. 161-182.
- Shaked, A., & Sutton, J. (1982). Relaxing Price Competition Through Product Differentiation. *The Review of Economic Studies*, pp. 3-13.
- Shaked, A., & Sutton, J. (1983). Natural Oligopolies. *Econometrica*, pp. 1469-1483.
- Shinkuma, T. (2003). On the Second-Best Policy of Household's Waste Recycling. *Environmental & Resource Economics*, pp. 77-95.
- Sterner, T., & Bartelings, H. (1999). Household Waste Management in a Swedish Municipality: Determinants of Waste Disposal, Recycling and Composting. *Environmental & Resource Economics*, pp. 473-491.
- Thogersen, J. (1996). The demand for Environmentally Friendly Packaging in Germany. *Center for Market Surveillance, Research and Strategy for the Food Sector*.
- Tremblay, V. J., & Polasky, S. (2002). Advertising with Subjective Horizontal and Vertical Product Differentiation. *Review of Industrial Organization*, pp. 253-265.
- UBIFRANCE. (2010). *Analyse des nouvelles tendances en matière d'emballage des produits alimentaires dans 7 pays d'Europe*.
- Vehlow, J. (1996). Municipal solid waste management in Germany. *Waste Management*, pp. 367-374.
- Walls, M., & Palmer, K. (2001). Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and the Design of Comprehensive Environmental Policies. *Journal of Environmental Economics and Management*, pp. 94-108.

Wauthy, X. (1996). Quality Choice in Models of Vertical Differentiation. *The Journal of Industrial Economics*, pp. 345-353.

Annexes

Annexe au chapitre 1

Nous présentons d'abord les calculs permettant de déterminer les conditions caractérisant l'optimum social. Ensuite, nous présentons les calculs permettant de déterminer les conditions caractérisant l'équilibre économique avec une REP puis avec une TI.

A.1 L'optimum social

Le régulateur souhaite maximiser l'utilité d'un ménage représentatif sous les contraintes du modèle.

La fonction d'utilité d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$U = U(q, G) \quad (\text{A.1})$$

Les contraintes du modèle sont les suivantes :

$$q = r + g \quad (\text{A.2})$$

$$r = r(l_r) \quad (\text{A.3})$$

$$q = f(l_q, r) \quad (\text{A.4})$$

$$g = \gamma l_g \quad (\text{A.5})$$

$$l = l_q + l_g + l_r \quad (\text{A.6})$$

$$G = ng \quad (\text{A.7})$$

Pour résoudre le programme d'optimisation du régulateur, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) - \lambda_c(q - r - g) - \lambda_r(r - r(l_r)) - \lambda_q(q - f(l_q, r)) - \lambda_g(g - \gamma l_g) + \lambda_k(l - l_q - l_g - l_r) - \lambda_G(G - ng) \quad (\text{A.8})$$

Nous maximisons le lagrangien (A.8) par les variables suivantes : q, G, r, g, l_q, l_g et l_r . Les conditions de premier ordre de l'optimum social s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q - \lambda_c = 0 \quad (\text{A.9})$$

$$\frac{\partial L}{\partial G} = 0 \Leftrightarrow U_G - \lambda_G = 0 \quad (\text{A.10})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_c + \lambda_q f_r - \lambda_r = 0 \quad (\text{A.11})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_c - \lambda_g + n\lambda_G = 0 \quad (\text{A.12})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q f_{l_q} - \lambda_k = 0 \quad (\text{A.13})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g \gamma - \lambda_k = 0 \quad (\text{A.14})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r r_{l_r} - \lambda_k = 0 \quad (\text{A.15})$$

En réarrangeant les expressions (A.9) – (A.15), ces dernières peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{A.16})$$

$$\frac{\partial L}{\partial G} = 0 \Leftrightarrow U_G = \lambda_G \quad (\text{A.17})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{A.18})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g - n\lambda_G = \lambda_c \quad (\text{A.19})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} \quad (\text{A.20})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{\lambda_k}{\gamma} \quad (\text{A.21})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \frac{\lambda_k}{r_{l_r}} \quad (\text{A.22})$$

Nous substituons d'abord (A.22) dans (A.18), puis (A.17) et (A.21) dans (A.19). Les conditions caractérisant l'optimum social s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{A.23})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{r_{l_r}} - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{A.24})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{\gamma} - nU_G = \lambda_c \quad (\text{A.25})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} \quad (\text{A.26})$$

Nous substituons maintenant (A.26) dans (A.23) et (A.24). Les conditions caractérisant l'optimum social s'écrivent maintenant :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{A.27})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{r_{l_r}} - \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} f_r = \lambda_c \quad (\text{A.28})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{\gamma} - nU_G = \lambda_c \quad (\text{A.29})$$

En substituant (A.27) dans (A.28) et (A.29) puis en divisant les expressions obtenues par λ_k , les conditions caractérisant l'optimum social se résument aux deux égalités suivantes :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.30})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} = \frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.31})$$

En substituant (A.30) dans (A.31) puis en réarrangeant les termes, nous obtenons l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} + \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (\text{A.32})$$

A.2 L'équilibre économique avec une REP

Nous déterminons d'abord les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs. A partir de ces conditions, nous caractérisons les conditions de l'équilibre économique.

A.2.1 Les ménages

Le programme de maximisation d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_q U = U(q, G) \\ sc \{ l = p_q q \end{cases} \quad (\text{A.33})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) + \lambda_w (l - p_q q) \quad (\text{A.34})$$

En maximisant le lagrangien (A.34) par q puis en divisant l'expression obtenue par λ_w , la condition d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow \frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (\text{A.35})$$

A.2.2 Les producteurs

Le programme de maximisation d'un producteur représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,r,g,l_q,l_r} \pi_q = p_q q - l_q - l_r - (p_g + t_g^{REP})g \\ sc \begin{cases} q = f(l_q, r) \\ r = r(l_r) \\ q = g + r \end{cases} \end{cases} \quad (\text{A.36})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = p_q q - l_q - l_r - (p_g + t_g^{REP})g - \lambda_q (q - f(l_q, r)) - \lambda_r (r - r(l_r)) - \lambda_c (q - g - r) \quad (\text{A.37})$$

Nous maximisons le lagrangien (A.37) par les variables suivantes : q, r, g, l_q et l_r . Les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q - \lambda_c = 0 \quad (\text{A.38})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q f_r - \lambda_r + \lambda_c = 0 \quad (\text{A.39})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow -p_g^* - t_g^{REP} + \lambda_c = 0 \quad (\text{A.40})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_q f_{l_q} = 0 \quad (\text{A.41})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_r r_{l_r} = 0 \quad (\text{A.42})$$

En réarrangeant les expressions (A.38) – (A.42), ces dernières peuvent alors se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{A.43})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{A.44})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = \lambda_c \quad (\text{A.45})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.46})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (\text{A.47})$$

Nous substituons (A.46) dans (A.43) puis (A.46) et (A.47) dans (A.44). Les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{A.48})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{A.49})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = \lambda_c \quad (\text{A.50})$$

En substituant (A.48) dans (A.49) et (A.50), les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent donc :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.51})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.52})$$

A.2.3 Les collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ sc \ g = \gamma l_g \end{cases} \quad (\text{A.53})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = (p_g - t)g - l_g - \lambda_g(g - \gamma l_g) \quad (\text{A.54})$$

En maximisant le lagrangien (A.54) par g et l_g , les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t - \lambda_g = 0 \quad (\text{A.55})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_g \gamma = 0 \quad (\text{A.56})$$

En réarrangeant les expressions dans les (A.55) et (A.56), ces dernières peuvent alors se réécrire de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t = \lambda_g \quad (\text{A.57})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{1}{\gamma} \quad (\text{A.58})$$

En substituant (A.57) dans (A.58) puis en réarrangeant les termes, les conditions d'équilibre des collecteurs se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{A.59})$$

A.2.4 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour un ménage représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (A.35). Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (A.51) et (A.52). Pour un collecteur représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (A.59). Les conditions caractérisant l'équilibre économique sont donc égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow \frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (\text{A.60})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.61})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.62})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{A.63})$$

Nous substituons d'abord (A.60) dans (A.61) et (A.62), puis (A.63) dans (A.62). Les conditions caractérisant l'équilibre économique s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.64})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{REP} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.65})$$

En substituant (A.64) dans (A.65) puis en réarrangeant les termes, les conditions caractérisant l'équilibre économique se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} = \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{REP} + \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (\text{A.66})$$

A.3 L'équilibre économique avec une TI

Nous déterminons d'abord les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs. A partir de ces conditions, nous caractérisons les conditions de l'équilibre économique.

A.3.1 Les ménages

Le programme de maximisation d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,g,r,l_r} U = U(q, G) \\ SC \begin{cases} q = g + r \\ r = r(l_r) \\ (l - l_r) = p_q q + (p_g + t_g^{TI})g - p_r r \end{cases} \end{cases} \quad (\text{A.67})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) - \lambda_q(q - g - r) - \lambda_r(r - r(l_r)) + \lambda_w \left((l - l_r) - p_q q - (p_g + t_g^{TI})g + p_r r \right) \quad (\text{A.68})$$

Nous maximisons le lagrangien (A.50) par les variables suivantes : q, g, r et l_r . Les conditions d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q - \lambda_w p_q^* = 0 \quad (\text{A.69})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q - \lambda_w (p_g^* + t_g^{TI}) = 0 \quad (\text{A.70})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q - \lambda_r + \lambda_w p_r^* = 0 \quad (\text{A.71})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r r_{l_r} - \lambda_w = 0 \quad (\text{A.72})$$

En réarrangeant les termes dans les expressions (A.69) – (A.72), ces expressions peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_w p_q^* = \lambda_q \quad (\text{A.73})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_w (p_g^* + t_g^{TI}) = \lambda_q \quad (\text{A.74})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \lambda_w p_r^* = \lambda_q \quad (\text{A.75})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \frac{\lambda_w}{r_{l_r}} \quad (\text{A.76})$$

Nous substituons d'abord (A.73) dans (A.74), puis (A.73) et (A.76) dans (A.75) et nous divisons les expressions obtenues par λ_w . Les conditions d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{TI} = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{A.77})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - p_r^* = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{A.78})$$

A.3.2 Les producteurs

Le programme de maximisation d'un producteur représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,r,l_q} \pi_q = p_q q - l_q - p_r r \\ sc \ q = f(l_q, r) \end{cases} \quad (\text{A.79})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = p_q q - l_q - p_r r - \lambda_q (q - f(l_q, r)) \quad (\text{A.80})$$

Nous maximisons le lagrangien (A.80) par les variables suivantes : q, r et l_q . Les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q = 0 \quad (\text{A.81})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow -p_r^* + \lambda_q f_r = 0 \quad (\text{A.82})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_q f_{l_q} = 0 \quad (\text{A.83})$$

En réarrangeant les expressions (A.81) – (A.83), ces dernières peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \lambda_q \quad (\text{A.84})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \lambda_q f_r \quad (\text{A.85})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.86})$$

En substituant (A.86) dans (A.84) et (A.85), les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif sont égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.87})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (\text{A.88})$$

A.3.3 Les collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ \text{sc } g = \gamma l_g \end{cases} \quad (\text{A.89})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = (p_g - t)g - l_g - \lambda_g (g - \gamma l_g) \quad (\text{A.90})$$

En maximisant le lagrangien (A.90) par g et l_g , les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t - \lambda_g = 0 \quad (\text{A.91})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_g \gamma = 0 \quad (\text{A.92})$$

En réarrangeant les expressions (A.91) et (A.92), ces dernières peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t = \lambda_g \quad (\text{A.93})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{1}{\gamma} \quad (\text{A.94})$$

En substituant (A.93) dans (A.94) puis en réarrangeant les termes, les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{A.95})$$

A.3.4 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour un ménage représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (A.77) et (A.78). Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (A.87) et (A.88). Pour un collecteur représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (A.95). Les conditions caractérisant l'équilibre économique sont donc égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{TI} = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{A.96})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - p_r^* = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{A.97})$$

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.98})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (\text{A.99})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{A.100})$$

Nous substituons d'abord (A.98) et (A.100) dans (A.96), puis (A.98) et (A.99) dans (A.97). Les conditions caractérisant l'équilibre économique s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.101})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{r_{l_r}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{A.102})$$

En substituant (A.101) dans (A.102) puis en réarrangeant les termes, les conditions caractérisant l'équilibre économique se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} + \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{1}{r_{l_r}} \quad (\text{A.103})$$

Annexe au chapitre 2

Nous présentons d'abord les calculs permettant de déterminer les conditions caractérisant l'optimum social. Ensuite, nous présentons les calculs permettant de déterminer les conditions caractérisant l'équilibre économique avec une REP puis avec une TI.

B.1 L'optimum social

Le régulateur souhaite maximiser l'utilité d'un ménage représentatif sous les contraintes du modèle.

La fonction d'utilité d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$U = U(q, G) \quad (\text{B.1})$$

Les contraintes du modèle sont égales à :

$$q = r + g \quad (\text{B.2})$$

$$r = r(\rho) \quad (\text{B.3})$$

$$q = f(l_q, r, \rho) \quad (\text{B.4})$$

$$g = \gamma l_g \quad (\text{B.5})$$

$$l = l_g + l_d \quad (\text{B.6})$$

$$G = ng \quad (\text{B.7})$$

Pour résoudre le programme d'optimisation du régulateur, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) - \lambda_c(q - r - g) - \lambda_r(r - r(\rho)) - \lambda_q(q - f(l_q, r, \rho)) - \lambda_g(g - \gamma l_g) + \lambda_k(l - l_q - l_g) - \lambda_G(G - ng) \quad (\text{B.8})$$

Nous maximisons le lagrangien (B.8) par les variables suivantes : q, G, r, g, l_q, l_g et ρ . Les conditions de premier ordre de l'optimum social s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_c - \lambda_q = 0 \quad (\text{B.9})$$

$$\frac{\partial L}{\partial G} = 0 \Leftrightarrow U_G - \lambda_G = 0 \quad (\text{B.10})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_c - \lambda_r + \lambda_q f_r = 0 \quad (\text{B.11})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_c - \lambda_g + n\lambda_G = 0 \quad (\text{B.12})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q f_{l_q} - \lambda_k = 0 \quad (\text{B.13})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g \gamma - \lambda_k = 0 \quad (\text{B.14})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r r_\rho + \lambda_q f_\rho = 0 \quad (\text{B.15})$$

En réarrangeant les termes dans les expressions (B.9) – (B.15), ces expressions se réécrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{B.16})$$

$$\frac{\partial L}{\partial G} = 0 \Leftrightarrow U_G = \lambda_G \quad (\text{B.17})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{B.18})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g - n\lambda_G = \lambda_c \quad (\text{B.19})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} \quad (\text{B.20})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{\lambda_k}{\gamma} \quad (\text{B.21})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow -\frac{\lambda_q f_\rho}{r_\rho} = \lambda_r \quad (\text{B.22})$$

Nous substituons (B.22) dans (B.18), (B.17) et (B.21) dans (B.19). Les conditions caractérisant l'optimum social s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{B.23})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow -\frac{\lambda_q f_\rho}{r_\rho} - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{B.24})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{\gamma} - nU_G = \lambda_c \quad (\text{B.25})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} \quad (\text{B.26})$$

En substituant (B.26) dans (B.23) et (B.24), les conditions caractérisant l'optimum social s'écrivent maintenant :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{B.27})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow -\frac{\lambda_k f_\rho}{r_\rho f_{l_q}} - \frac{\lambda_k}{f_{l_q}} f_r = \lambda_c \quad (\text{B.28})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{\lambda_k}{\gamma} - nU_G = \lambda_c \quad (\text{B.29})$$

En substituant (B.27) dans (B.28) et (B.29) puis en divisant les expressions obtenues par λ_k , les conditions caractérisant l'optimum social s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow -\frac{f_\rho}{r_\rho f_{l_q}} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.30})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} = \frac{U_q}{\lambda_k} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.31})$$

En substituant (B.30) et (B.31) puis en réarrangeant les termes, les conditions caractérisant l'optimum social se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{1}{\gamma} - \frac{nU_G}{\lambda_k} + \frac{f_r}{f_{l_q}} \right) r_\rho = -\frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (\text{B.32})$$

B.2 Equilibre économique avec une REP

Nous déterminons d'abord les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs. A partir de ces conditions, nous caractérisons les conditions de l'équilibre économique.

B.2.1 Les ménages

Le programme de maximisation d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_q U = U(q, G) \\ sc \{ l = p_q q \end{cases} \quad (\text{B.33})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) + \lambda_w (l - p_q q) \quad (\text{B.34})$$

En maximisant le lagrangien (B.34) par q puis en divisant l'expression obtenue par λ_w , la condition d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow \frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (\text{B.35})$$

B.2.2 Les producteurs

Le programme de maximisation d'un producteur représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,r,g,l_q,\rho} \pi_q = p_q q - l_q - (p_g + t_g^{REP})g \\ sc \begin{cases} q = f(l_q, r, \rho) \\ r = r(\rho) \\ q = g + r \end{cases} \end{cases} \quad (\text{B.36})$$

Pour résoudre de ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = p_q q - l_q - (p_g + t_g^{REP})g - \lambda_q (q - f(l_q, r, \rho)) - \lambda_r (r - r(\rho)) - \lambda_c (q - g - r) \quad (\text{B.37})$$

Nous maximisons le lagrangien (B.37) par les variables suivantes : q, r, g, l_q et ρ . Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre s'écrivent de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q - \lambda_c = 0 \quad (\text{B.38})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q f_r - \lambda_r + \lambda_c = 0 \quad (\text{B.39})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow -p_g^* - t_g^{REP} + \lambda_c = 0 \quad (\text{B.40})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_q f_{l_q} = 0 \quad (\text{B.41})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q f_\rho + \lambda_r r_\rho = 0 \quad (\text{B.42})$$

En réarrangeant les expressions (B.38) – (B.42), ces expressions peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q = \lambda_c \quad (\text{B.43})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \lambda_q f_r = \lambda_c \quad (\text{B.44})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = \lambda_c \quad (\text{B.45})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.46})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \frac{-\lambda_q f_\rho}{r_\rho} \quad (\text{B.47})$$

Nous substituons (B.46) dans (B.43), (B.44) et (B.47). Les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{B.48})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{B.49})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = \lambda_c \quad (\text{B.50})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \frac{-f_\rho}{f_{l_q} r_\rho} \quad (\text{B.51})$$

En substituant (B.51) dans (B.49), les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent maintenant :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{B.52})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{-f_\rho}{f_{l_q} r_\rho} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \lambda_c \quad (\text{B.53})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = \lambda_c \quad (\text{B.54})$$

En substituant (B.52) dans (B.53) et (B.54), les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif sont égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{-f_\rho}{f_{l_q} r_\rho} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.55})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.56})$$

B.2.3 Les collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ sc \ g = \gamma l_g \end{cases} \quad (\text{B.57})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = (p_g - t)g - l_g - \lambda_g (g - \gamma l_g) \quad (\text{B.58})$$

En maximisant le lagrangien (B.58) par g et l_g , les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t - \lambda_g = 0 \quad (\text{B.59})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_g \gamma = 0 \quad (\text{B.60})$$

En réarrangeant les expressions dans les (B.59) et (B.60), ces dernières peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t = \lambda_g \quad (\text{B.61})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{1}{\gamma} \quad (\text{B.62})$$

En substituant (B.61) dans (B.62) puis en réarrangeant les termes, les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{B.63})$$

B.2.4 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour un ménage représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (B.35). Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (B.55) et (B.56). Pour un collecteur représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (B.63). Les conditions caractérisant l'équilibre économique sont donc égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow \frac{U_q}{\lambda_w} = p_q^* \quad (\text{B.64})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{-f_\rho}{f_{l_q} r_\rho} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.65})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{REP} = p_q^* - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.66})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{B.67})$$

Nous substituons (B.64) dans (B.65) et (B.66) puis (B.67) dans (B.66). Les conditions caractérisant l'équilibre économique s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \frac{-f_\rho}{f_{l_q} r_\rho} - \frac{f_r}{f_{l_q}} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.68})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} + t_g^{REP} + t = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.69})$$

En substituant (B.68) dans (B.69) puis en réarrangeant les termes, les conditions caractérisant l'équilibre économique se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{1}{\gamma} + t_g^{REP} + t + \frac{f_r}{f_{l_q}} \right) r_\rho = - \frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (\text{B.70})$$

B.3 L'équilibre économique avec une TI

Nous déterminons d'abord les conditions d'équilibre des ménages, des producteurs et des collecteurs. A partir de ces conditions, nous caractérisons les conditions de l'équilibre économique.

B.3.1 Les ménages

Le programme de maximisation d'un ménage représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,g,r,\rho} U = U(q, G) \\ sc \begin{cases} q = g + r \\ r = r(\rho) \\ l = p_q q + (p_g + t_g^{TI})g - p_r r \end{cases} \end{cases} \quad (\text{B.71})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = U(q, G) - \lambda_q(q - g - r) - \lambda_r(r - r(\rho)) + \lambda_w(l - p_q q - (p_g + t_g^{TI})g + p_r r) \quad (\text{B.72})$$

Nous maximisons le lagrangien (B.72) par les variables suivantes : q, g, r et ρ . Pour un ménage représentatif, les conditions d'équilibre sont égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_q - \lambda_w p_q^* = 0 \quad (\text{B.73})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q - \lambda_w(p_g^* + t_g^{TI}) = 0 \quad (\text{B.74})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q - \lambda_r + \lambda_w p_r^* = 0 \quad (\text{B.75})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r r_\rho - \lambda_w \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* = 0 \quad (\text{B.76})$$

En réarrangeant les expressions (B.73) – (B.76), ces dernières peuvent se réécrire de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_w p_q^* = \lambda_q \quad (\text{B.77})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_w(p_g^* + t_g^{TI}) = \lambda_q \quad (\text{B.78})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r = \lambda_q + \lambda_w p_r^* \quad (\text{B.79})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \lambda_r r_\rho = \lambda_w \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* \quad (\text{B.80})$$

En substituant (B.79) dans (B.80), les conditions d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow U_q - \lambda_w p_q^* = \lambda_q \quad (\text{B.81})$$

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_w(p_g^* + t_g^{TI}) = \lambda_q \quad (\text{B.82})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow (\lambda_q + \lambda_w p_r^*) r_\rho = \lambda_w \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* \quad (\text{B.83})$$

En substituant (B.81) dans (B.82) et (B.83) puis en divisant les expressions obtenues par λ_w , les conditions d'équilibre pour un ménage représentatif s'écrivent maintenant :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow (p_g^* + t_g^{TI}) = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{B.84})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* + p_r^* \right) r_\rho = \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* \quad (\text{B.85})$$

B.3.2 Les producteurs

Le programme de maximisation d'un producteur représentatif s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} \max_{q,r,l_q,\rho} \pi_q = p_q q - l_q - p_r r \\ \text{sc } q = f(l_q, r, \rho) \end{cases} \quad (\text{B.86})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = p_q q - l_q - p_r r - \lambda_q (q - f(l_q, r, \rho)) \quad (\text{B.87})$$

Nous maximisons le lagrangien (B.87) par les variables suivantes : q, r, l_q et ρ . Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre s'écrivent donc :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* - \lambda_q = 0 \quad (\text{B.88})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow -p_r^* + \lambda_q f_r = 0 \quad (\text{B.89})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_q f_{l_q} = 0 \quad (\text{B.90})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* + \lambda_q f_\rho = 0 \quad (\text{B.91})$$

En réarrangeant les expressions (B.88) – (B.91), elles peuvent se réécrire de la manière suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \lambda_q \quad (\text{B.92})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \lambda_q f_r \quad (\text{B.93})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_q} = 0 \Leftrightarrow \lambda_q = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.94})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* = -\lambda_q f_\rho \quad (\text{B.95})$$

En substituant (B.94) dans (B.92), (B.93) et (B.95), les conditions d'équilibre pour un producteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.96})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (\text{B.97})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* = -\frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (\text{B.98})$$

B.3.3 Les collecteurs

Le programme de maximisation d'un collecteur représentatif s'écrit de la façon suivante :

$$\begin{cases} \max_{g, l_g} \pi_g = (p_g - t)g - l_g \\ \text{sc } g = \gamma l_g \end{cases} \quad (\text{B.99})$$

Pour résoudre ce programme, nous posons le lagrangien suivant :

$$L = (p_g - t)g - l_g - \lambda_g(g - \gamma l_g) \quad (\text{B.100})$$

En maximisant le lagrangien (B.100) par g et l_g , les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t - \lambda_g = 0 \quad (\text{B.101})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow -1 + \lambda_g \gamma = 0 \quad (\text{B.102})$$

En réarrangeant les expressions dans les (B.101) et (B.102), ces dernières peuvent se réécrire de la façon suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* - t = \lambda_g \quad (\text{B.103})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow \lambda_g = \frac{1}{\gamma} \quad (\text{B.104})$$

En substituant (B.103) dans (B.104) puis en réarrangeant les termes, les conditions d'équilibre pour un collecteur représentatif se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{B.105})$$

B.3.4 Les conditions caractérisant l'équilibre économique

Pour un ménage représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (B.84) et (B.85). Pour un producteur représentatif, les conditions d'équilibre sont données par (B.96), (B.97) et (B.98). Pour un collecteur représentatif, la condition d'équilibre est donnée par (B.105). Les conditions caractérisant l'équilibre économique sont donc égales à :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* + t_g^{TI} = \frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* \quad (\text{B.106})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{U_q}{\lambda_w} - p_q^* + p_r^* \right) r_\rho = \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* \quad (\text{B.107})$$

$$\frac{\partial L}{\partial q} = 0 \Leftrightarrow p_q^* = \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.108})$$

$$\frac{\partial L}{\partial r} = 0 \Leftrightarrow p_r^* = \frac{f_r}{f_{l_q}} \quad (\text{B.109})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \frac{dp_q^*}{d\rho} q^* = -\frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (\text{B.110})$$

$$\frac{\partial L}{\partial l_g} = 0 \Leftrightarrow p_g^* = \frac{1}{\gamma} + t \quad (\text{B.111})$$

Nous substituons (B.108) et (B.111) dans (B.106) puis (B.108), (B.109) et (B.110) dans (B.107). Les conditions caractérisant l'équilibre s'écrivent alors :

$$\frac{\partial L}{\partial g} = 0 \Leftrightarrow \frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} = \frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} \quad (\text{B.112})$$

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{U_q}{\lambda_w} - \frac{1}{f_{l_q}} + \frac{f_r}{f_{l_q}} \right) r_\rho = -\frac{f_\rho}{f_{l_q}} \quad (\text{B.113})$$

En substituant (B.112) dans (B.113), les conditions caractérisant l'équilibre économique se résument à l'égalité suivante :

$$\frac{\partial L}{\partial \rho} = 0 \Leftrightarrow \left(\frac{1}{\gamma} + t + t_g^{TI} + \frac{f_r}{f_{l_q}} \right) r_\rho = \left(-\frac{f_\rho}{f_{l_q}} \right) \quad (\text{B.114})$$

Annexe au chapitre 3

Nous présentons d'abord les calculs permettant de caractériser les demandes à l'optimum social. Ensuite, nous détaillons les calculs permettant de déterminer les demandes à l'équilibre économique avec une REP individuelle puis avec une REP collective.

C.1 L'optimum social

Nous présentons les calculs permettant de déterminer les demandes optimales avec les structures de marché LH, L puis H.

C.1.1 La structure de marché LH

Avec la structure de marché LH, les fonctions de demande s'écrivent de la manière suivante :

$$q_{LH}(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \bar{\theta} - \underline{\theta} \quad (C.1)$$

$$q_{HL}(\bar{\theta}) = 1 - \bar{\theta} \quad (C.2)$$

La fonction de surplus social s'écrit alors de la façon suivante :

$$SS(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \int_{\underline{\theta}}^{\bar{\theta}} (\theta - w_L) d\theta + \int_{\bar{\theta}}^1 (\theta(1 + \delta) - c - w_H) d\theta \quad (C.3)$$

Nous développons la fonction de surplus social (C.3). Elle est alors égale à :

$$SS(\underline{\theta}, \bar{\theta}) = \left(\frac{\bar{\theta}^2}{2} - \bar{\theta}w_L \right) - \left(\frac{\underline{\theta}^2}{2} - \underline{\theta}w_L \right) + \left(\frac{1}{2}(1 + \delta) - c - w_H \right) - \left(\frac{\bar{\theta}^2}{2}(1 + \delta) + \bar{\theta}(-c - w_H) \right) \quad (C.4)$$

En maximisant la fonction de surplus social (C.4) par $\underline{\theta}$ puis par $\bar{\theta}$, on obtient les deux conditions suivantes :

$$\frac{\partial SS(\underline{\theta}, \bar{\theta})}{\partial \underline{\theta}} = 0 \Leftrightarrow \underline{\theta}^\circ = w_L \quad (C.5)$$

$$\frac{\partial SS(\underline{\theta}, \bar{\theta})}{\partial \bar{\theta}} = 0 \Leftrightarrow \bar{\theta}^\circ = \frac{c + w_H - w_L}{\delta} \quad (C.6)$$

Nous substituons dans les fonctions de demande (C.1) et (C.2), la valeur des consommateurs indifférents $\underline{\theta}$ et $\bar{\theta}$ par leur valeur à l'optimum social exprimée respectivement en (C.5) et en (C.6). A l'optimum social, les demandes sont alors égales à :

$$q_{LH}^\circ = \frac{c + w_H - w_L}{\delta} - w_L \quad (C.7)$$

$$q_{HL}^\circ = 1 - \frac{c + w_H - w_L}{\delta} \quad (C.8)$$

C.1.2 La structure de marché L

Avec la structure de marché L, la fonction de demande s'écrit de la manière suivante :

$$q_L(\underline{\theta}) = 1 - \underline{\theta} \quad (\text{C.9})$$

La fonction de surplus social s'écrit alors de la façon suivante :

$$SS(\underline{\theta}) = \int_{\underline{\theta}}^1 (\theta - w_L) d\theta \quad (\text{C.10})$$

Nous développons la fonction de surplus social (C.10), elle s'écrit alors :

$$SS(\underline{\theta}) = \left(\frac{1}{2} - w_L\right) - \left(\frac{\underline{\theta}^2}{2} - \underline{\theta}w_L\right) \quad (\text{C.11})$$

En maximisant la fonction de surplus social (C.11) par $\underline{\theta}$, nous obtenons la condition suivante :

$$\frac{\partial SS(\underline{\theta})}{\partial \underline{\theta}} = 0 \Leftrightarrow \underline{\theta}^\circ = w_L \quad (\text{C.12})$$

Nous substituons dans la fonction de demande (C.9) $\underline{\theta}$ par sa valeur à l'optimum social exprimée en (C.12). A l'optimum social, la demande est donc égale à :

$$q_L^\circ = 1 - w_L \quad (\text{C.13})$$

C.1.3 La structure de marché H

Avec la structure de marché H, la fonction de demande s'écrit de la manière suivante :

$$q_H(\tilde{\theta}) = 1 - \tilde{\theta} \quad (\text{C.14})$$

L'expression du surplus social s'écrit alors de la façon suivante :

$$SS(\tilde{\theta}) = \int_{\tilde{\theta}}^1 (\theta(1 + \delta) - c - w_H) d\theta \quad (\text{C.15})$$

Nous développons la fonction de surplus social (C.15), elle est alors égale à :

$$SS(\tilde{\theta}) = \left(\frac{1}{2}(1 + \delta) - c - w_H\right) - \left(\frac{\tilde{\theta}^2}{2}(1 + \delta) + \tilde{\theta}(-c - w_H)\right) \quad (\text{C.16})$$

En maximisant l'expression du surplus social (C.16) par $\tilde{\theta}$, nous obtenons l'égalité suivante :

$$\frac{\partial SS(\tilde{\theta})}{\partial \tilde{\theta}} = 0 \Leftrightarrow \tilde{\theta}^\circ = \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (\text{C.17})$$

Nous substituons dans la fonction de demande (C.14) $\tilde{\theta}$ par sa valeur à l'optimum social exprimée en (C.17). A l'optimum social, la demande est donc égale à :

$$q_H^\circ = 1 - \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (\text{C.18})$$

C.2 L'équilibre économique avec une REP individuelle

Nous présentons les calculs permettant de déterminer les demandes et les profits à l'équilibre économique avec la structure de marché LH .

Les fonctions de demande sont égales à :

$$q_{LH}(p_{LH}, p_{HL}) = \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} - p_{LH} \quad (\text{C.19})$$

$$q_{HL}(p_{LH}, p_{HL}) = 1 - \frac{p_{HL} - p_{LH}}{\delta} \quad (\text{C.20})$$

Les fonctions de profit s'écrivent de la manière suivante :

$$\pi_{LH}(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{LH} - w_L)q_{LH} \quad (\text{C.21})$$

$$\pi_{HL}(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{HL} - c - w_H)q_{HL} \quad (\text{C.22})$$

En substituant dans les fonctions de profit (C.21) et (C.22), q_{LH} et q_{HL} par leur expression donnée respectivement en (C.19) et en (C.20) puis en maximisant (C.21) par p_{LH} et (C.22) par p_{HL} , nous obtenons les fonctions de réaction suivantes :

$$\frac{\partial \pi_{LH}(p_{LH}, p_{HL})}{\partial p_{LH}} = 0 \Leftrightarrow p_{LH}(p_{HL}) = \frac{p_{HL} + w_L + \delta w_L}{2(1 + \delta)} \quad (\text{C.23})$$

$$\frac{\partial \pi_{HL}(p_{LH}, p_{HL})}{\partial p_{HL}} = 0 \Leftrightarrow p_{HL}(p_{LH}) = \frac{p_{LH} + w_H + \delta + c}{2} \quad (\text{C.24})$$

En résolvant le système d'équations composé de (C.23) et de (C.24), les prix à l'équilibre sont égaux à :

$$p_{LH}^* = \frac{w_H + \delta + c + 2w_L(1 + \delta)}{(3 + 4\delta)} \quad (\text{C.25})$$

$$p_{HL}^* = \frac{(1 + \delta)w_L + 2(w_H + \delta + c)(1 + \delta)}{(3 + 4\delta)} \quad (\text{C.26})$$

En substituant dans les fonctions de demande (C.19) et (C.20) p_{LH} et p_{HL} par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (C.25) et en (C.26), les demandes à l'équilibre sont alors égales à :

$$q_{LH}^* = \frac{(1 + \delta)(c - \delta w_L - (w_L - w_H) + \delta(1 - w_L))}{\delta(3 + 4\delta)} \quad (\text{C.27})$$

$$q_{HL}^* = \frac{(1 + \delta)(2\delta - c + w_L - w_H) - \delta(c + w_H)}{\delta(3 + 4\delta)} \quad (\text{C.28})$$

En substituant dans les fonctions de profit (C.21) et (C.22) p_{LH} , p_{HL} , q_{LH} et q_{HL} par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (C.25), (C.26), (C.27) et (C.28), les profits à l'équilibre s'écrivent alors :

$$\pi_{LH}^* = \frac{(1 + \delta)(c - \delta w_L - (w_L - w_H) + \delta(1 - w_L))^2}{\delta(3 + 4\delta)^2} \quad (C.29)$$

$$\pi_{HL}^* = \frac{[(1 + \delta)(2\delta - c + w_L - w_H) - \delta(c + w_H)]^2}{\delta(3 + 4\delta)^2} \quad (C.30)$$

C.3 L'équilibre économique avec une REP collective

Nous présentons les calculs permettant de déterminer les demandes et les profits à l'équilibre économique avec les structures de marché LH, L puis H. Ensuite, nous comparons le profit à l'équilibre du monopole discriminant avec le profit à l'équilibre du monopole classique.

C.3.1 La structure de marché LH

Les fonctions de demande sont exprimées par (C.19) et (C.20).

La fonction de profit du monopole discriminant s'écrit de la manière suivante :

$$\pi(p_{LH}, p_{HL}) = (p_{LH} - w_L)q_{LH} + (p_{HL} - c - w_H)q_{HL} \quad (C.31)$$

En substituant dans la fonction de profit (C.31) q_{LH} et q_{HL} par leur expression donnée respectivement en (C.19) et en (C.20) puis en maximisant la fonction de profit par p_{LH} puis par p_{HL} , nous obtenons les fonctions de réaction suivantes :

$$\frac{\partial \pi(p_{LH}, p_{HL})}{\partial p_{LH}} = 0 \Leftrightarrow p_{LH}(p_{HL}) = \frac{2p_{HL} + w_L + \delta w_L - c - w_H}{2(1 + \delta)} \quad (C.32)$$

$$\frac{\partial \pi(p_{LH}, p_{HL})}{\partial p_{HL}} = 0 \Leftrightarrow p_{HL}(p_{LH}) = \frac{2p_{LH} - w_L + \delta + c + w_H}{2} \quad (C.33)$$

En résolvant le système d'équations composé de (C.32) et de (C.33), les prix à l'équilibre s'écrivent alors:

$$p_{LH}^{**} = \frac{1 + w_L}{2} \quad (C.34)$$

$$p_{HL}^{**} = \frac{1 + \delta + c + w_H}{2} \quad (C.35)$$

En substituant dans les fonctions de demandes (C.19) et (C.20) p_{LH} et p_{HL} par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (C.34) et en (C.35), les demandes à l'équilibre sont alors égales à :

$$q_{LH}^{**} = \frac{c - (w_L - w_H) - \delta w_L}{2\delta} \quad (\text{C.36})$$

$$q_{HL}^{**} = \frac{\delta - c + (w_L - w_H)}{2\delta} \quad (\text{C.37})$$

En substituant dans la fonction de profit (C.31), p_{LH} , p_{HL} , q_{LH} et q_{HL} par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (C.34), (C.35), (C.36) et (C.37), le profit à l'équilibre est alors égal à :

$$\pi^{**} = \frac{(c - \delta + w_H - w_L)^2 + \delta(1 - w_L)^2}{4\delta} \quad (\text{C.38})$$

C.3.2 La structure de marché L

La fonction de demande est égale à :

$$q_L(p_L) = 1 - p_L \quad (\text{C.39})$$

La fonction de profit du monopole produisant la qualité L s'écrit de la façon suivante :

$$\pi_L(p_L) = (p_L - w_L)q_L \quad (\text{C.40})$$

En substituant dans la fonction de profit (C.40) q_L par son expression donnée en (C.39) puis en maximisant cette fonction de profit par p_L , le prix à l'équilibre du monopole s'écrit alors :

$$\frac{\partial \pi_L(p_L)}{\partial p_L} = 0 \Leftrightarrow p_L^{**} = \frac{1 + w_L}{2} \quad (\text{C.41})$$

En substituant dans la fonction de demande (C.39) p_L par sa valeur à l'équilibre donnée en (C.41), la demande à l'équilibre est alors égale à :

$$q_L^{**} = \frac{1 - w_L}{2} \quad (\text{C.42})$$

En substituant dans la fonction de profit (C.40) p_L et q_L par leur valeur à l'équilibre donnée respectivement en (C.41) et en (C.42), le profit à l'équilibre est alors égal à :

$$\pi_L^{**} = \frac{(1 - w_L)^2}{4} \quad (\text{C.43})$$

C.3.3 La structure de marché H

La fonction de demande est égale à :

$$q_H(p_H) = 1 - \frac{p_H}{1 + \delta} \quad (\text{C.44})$$

La fonction de profit du monopole produisant la qualité H s'écrit de la façon suivante :

$$\pi_H(p_H) = (p_H - c - w_H)q_H \quad (\text{C.45})$$

En substituant dans la fonction de profit (C.45) q_H par son expression donnée en (C.44) puis en maximisant cette fonction de profit par p_H , le prix à l'équilibre du monopole s'écrit alors :

$$\frac{\partial \pi_H(p_H)}{\partial p_H} = 0 \Leftrightarrow p_H^{**} = \frac{1 + \delta + c + w_H}{2} \quad (\text{C.46})$$

En substituant dans la fonction de demande (C.44) p_H par sa valeur à l'équilibre donnée en (C.46), la demande à l'équilibre s'écrit alors :

$$q_H^{**} = \frac{1 + \delta - c - w_H}{2(1 + \delta)} \quad (\text{C.47})$$

En substituant dans la fonction de profit (C.45) p_H et q_H par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (C.46) et en (C.47), le profit à l'équilibre est alors égal à :

$$\pi_H^{**} = \frac{(1 + \delta - c - w_H)^2}{4(1 + \delta)} \quad (\text{C.48})$$

C.3.4 Comparaison des profits entre les différentes structures de marché

Nous comparons d'abord le profit à l'équilibre du monopole discriminant (C.38) avec le profit à l'équilibre du monopole produisant la qualité L (C.43) :

$$\pi^{**} > \pi_L^{**} \quad (\text{C.49})$$

$$\frac{(c - \delta + w_H - w_L)^2 + \delta(1 - w_L)^2}{4\delta} > \frac{(1 - w_L)^2}{4} \quad (\text{C.50})$$

$$\frac{(c - \delta + w_H - w_L)^2}{4\delta} > 0 \quad (\text{C.51})$$

Le profit à l'équilibre du monopole discriminant est toujours supérieur au profit à l'équilibre du monopole produisant la qualité L .

Nous comparons maintenant le profit à l'équilibre du monopole discriminant (C.38) avec le profit à l'équilibre du monopole produisant la qualité H (C.48) :

$$\pi^{**} > \pi_H^{**} \quad (\text{C.52})$$

$$\frac{(c - \delta + w_H - w_L)^2 + \delta(1 - w_L)^2}{4\delta} > \frac{(1 + \delta - c - w_H)^2}{4(1 + \delta)} \quad (\text{C.53})$$

$$-(1 + \delta)^2 w_L^2 + 2w_L(1 + \delta)(c + w_H) - c^2 - 2cw_H - w_H^2 < 0 \quad (\text{C.54})$$

Nous déterminons les valeurs de w_L pour lesquelles le polynôme du second degré (C.54) est égal à 0. Il existe une solution unique qui s'écrit :

$$w_L = \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (\text{C.55})$$

Dans le polynôme (C.54), le signe du coefficient dominant est négatif. Le profit du monopole discriminant à l'équilibre est donc supérieur au profit à l'équilibre du monopole produisant la qualité H si :

$$w_L < \frac{c + w_H}{1 + \delta} \quad (\text{C.56})$$

En réarrangeant l'expression (C.56), le profit du monopole discriminant est supérieur au profit du monopole produisant la qualité H si :

$$w_L - w_H < c - \delta w_L \quad (\text{C.57})$$

Cette condition est similaire à celle garantissant que la demande pour la qualité L est positive (3.27). Par conséquent, tant que la demande pour la qualité L est positive le profit à l'équilibre du monopole discriminant est supérieur au profit à l'équilibre du monopole produisant la qualité H .

Annexe au chapitre 4

Nous présentons d'abord les calculs permettant de caractériser les choix de qualités à l'optimum social. Ensuite, nous détaillons les calculs permettant de déterminer les choix de qualités à l'équilibre économique. Enfin, nous comparons le coût de gestion des déchets supporté par les producteurs dans le cas de la politique optimale avec le CMS de gestion des déchets.

D.1 L'optimum social

En considérant que seulement deux qualités sont disponibles, nous détaillons les calculs permettant de déterminer les choix de qualités à l'optimum social.

Le surplus social s'écrit de la façon suivante :

$$SS(\theta, \rho_L, \rho_H) = \int_a^{\bar{\theta}} (v + \theta\rho_L - c\rho_L^2 - e(1 - \rho_L) - s\rho_L(1 - \rho_L))d\theta + \int_{\bar{\theta}}^{a+1} (v + \theta\rho_H - c\rho_H^2 - e(1 - \rho_H) - s\rho_H(1 - \rho_H)) d\theta \quad (D.1)$$

Nous déterminons la valeur du consommateur indifférent comme une fonction des choix de qualités des producteurs. Pour cela, nous maximisons (D.1) par $\bar{\theta}$ et après simplification nous obtenons :

$$\frac{\partial SS(\theta, \rho_L, \rho_H)}{\partial \bar{\theta}} = 0 \Leftrightarrow \bar{\theta}(\rho_L, \rho_H) = (c - s)(\rho_L + \rho_H) + s - e \quad (D.2)$$

En substituant dans le surplus social (D.1) $\bar{\theta}$ par son expression donnée en (D.2), le surplus social se réécrit :

$$SS(\rho_L, \rho_H) = \int_a^{(c-s)(\rho_L+\rho_H)+s-e} (v + \theta\rho_L - c\rho_L^2 - e(1 - \rho_L) - s\rho_L(1 - \rho_L))d\theta + \int_{(c-s)(\rho_L+\rho_H)+s-e}^{a+1} (v + \theta\rho_H - c\rho_H^2 - e(1 - \rho_H) - s\rho_H(1 - \rho_H)) d\theta \quad (D.3)$$

Nous déterminons maintenant les choix de qualités.

En maximisant (D.3) par ρ_L puis en simplifiant, nous obtenons alors l'expression suivante :

$$\frac{\partial SS(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_L} = 0 \Leftrightarrow \int_a^{(c-s)(\rho_L+\rho_H)+s-e} (\theta - 2c\rho_L + e - s(1 - 2\rho_L))d\theta = 0 \quad (D.4)$$

En développant l'expression (D.4), nous obtenons alors :

$$\frac{\partial SS(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_L} = 0 \Leftrightarrow [(c-s)(\rho_L + \rho_H) + s - e - a] \left[\frac{(c-s)(\rho_L + \rho_H) + s - e + a}{2} - 2c\rho_L + e - s(1 - 2\rho_L) \right] = 0 \quad (D.5)$$

L'égalité (D.5) a deux solutions :

$$\rho_L(\rho_H) = \frac{a + e - s}{c - s} - \rho_H \quad (D.6)$$

$$\rho_L(\rho_H) = \frac{a + e - s}{3(c - d)} + \frac{\rho_H}{3} \quad (D.7)$$

En maximisant (D.3) par ρ_H puis en simplifiant, nous obtenons l'expression suivante :

$$\frac{\partial SS(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_H} = 0 \Leftrightarrow \int_{(c-s)(\rho_L + \rho_H) + s - e}^{a+1} (\theta - 2c\rho_H + e - s(1 - 2\rho_H)) d\theta = 0 \quad (D.8)$$

En développant l'expression (D.8), nous obtenons alors :

$$\frac{\partial SS(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_H} = 0 \Leftrightarrow [a + 1 + e - s - (c - s)(\rho_H + \rho_L)] \left[\frac{a + 1 + s - e + (c - s)(\rho_H + \rho_L)}{2} + e - 2c\rho_H - s(1 - 2\rho_H) \right] = 0 \quad (D.9)$$

L'égalité (D.9) a deux solutions :

$$\rho_H(\rho_L) = \frac{a + 1 + e - s}{c - s} - \rho_L \quad (D.10)$$

$$\rho_H(\rho_L) = \frac{a + 1 + e - s}{3(c - s)} + \frac{\rho_L}{3} \quad (D.11)$$

Quatre systèmes d'équations peuvent caractériser les choix de qualités à l'optimum social : le système (D.6) et (D.10) ; le système (D.6) et (D.11) ; le système (D.7) et (D.10) et le système (D.7) et (D.11). Pour chacune des solutions, nous calculons la valeur du consommateur indifférent exprimée en (D.2).

Nous commençons avec le système (D.6) et (D.10). Ce système ne donne aucune solution.

Nous poursuivons avec le système (D.6) et (D.11). La résolution de ce système d'équations donne les solutions suivantes :

$$\rho_L = \frac{2(a + e - s) - 1}{4(c - s)} \quad (D.12)$$

$$\rho_H = \frac{2(a + e - s) + 1}{4(c - s)} \quad (\text{D.13})$$

En substituant dans (D.2) ρ_L et ρ_H par leur valeur donnée respectivement en (D.12) et en (D.13), la valeur du consommateur indifférent est égale à :

$$\bar{\theta} = a \quad (\text{D.14})$$

Les choix de qualité exprimés en (D.12) et (D.13) ne sont pas solutions de notre modèle puisque les deux producteurs ne sont pas actifs : le producteur H capte l'intégralité de la demande.

Nous poursuivons avec le système (D.7) et (D.10). La résolution de ce système d'équations donne les solutions suivantes :

$$\rho_L = \frac{2(a + e - s) + 1}{4(c - s)} \quad (\text{D.15})$$

$$\rho_H = \frac{2(a + e - s) + 3}{4(c - s)} \quad (\text{D.16})$$

En substituant dans (D.2) ρ_L et ρ_H par leur valeur donnée respectivement en (D.15) et en (D.16), la valeur du consommateur indifférent est égale à :

$$\bar{\theta} = a \quad (\text{D.17})$$

Les choix de qualités exprimés en (D.15) et (D.16) ne sont pas solutions de notre modèle puisque les deux producteurs ne sont pas actifs : le producteur H capte l'intégralité de la demande.

Nous terminons avec le système (D.7) et (D.11). La résolution de ce système d'équations donne les solutions suivantes :

$$\rho_L^\circ = \frac{4(a + e - s) + 1}{8(c - s)} \quad (\text{D.18})$$

$$\rho_H^\circ = \frac{4(a + e - s) + 3}{8(c - s)} \quad (\text{D.19})$$

En substituant dans (D.2) ρ_L et ρ_H par leur valeur donnée respectivement en (D.18) et en (D.19), la valeur du consommateur indifférent est égale à :

$$\bar{\theta}^s = a + \frac{1}{2} \quad (\text{D.20})$$

Les choix de qualités exprimés en (D.18) et (D.19) assurent une demande positive aux deux producteurs, nous les retenons donc comme solutions de notre modèle.

D.2 L'équilibre économique

Nous présentons les calculs permettant de déterminer les choix de qualités à l'équilibre économique.

Les fonctions de profit s'écrivent de la manière suivante :

$$\pi_L(p_L, p_H, \rho_L, \rho_H) = (p_L - c\rho_L^2 - e(1 - \rho_L) - s\rho_L(1 - \rho_L)) \left(\frac{p_H - p_L}{\rho_H - \rho_L} - a \right) \quad (\text{D.21})$$

$$\pi_H(p_L, p_H, \rho_L, \rho_H) = (p_H - c\rho_H^2 - e(1 - \rho_H) - s\rho_H(1 - \rho_H)) \left(a + 1 - \frac{p_H - p_L}{\rho_H - \rho_L} \right) \quad (\text{D.22})$$

En maximisant les fonctions de profit (D.21) et (D.22) par leur prix respectif puis en simplifiant, nous obtenons les fonctions de réaction suivantes :

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_L(p_L, p_H, \rho_L, \rho_H)}{\partial p_L} = 0 &\Leftrightarrow p_L(p_H, \rho_L, \rho_H) \\ &= \frac{1}{2} (p_H - a(\rho_H - \rho_L) + c\rho_L^2 + e(1 - \rho_L) + s\rho_L(1 - \rho_L)) \end{aligned} \quad (\text{D.23})$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi_H(p_L, p_H, \rho_L, \rho_H)}{\partial p_H} = 0 &\Leftrightarrow p_H(p_L, \rho_L, \rho_H) = \frac{1}{2} (p_L + (a + 1)(\rho_H - \rho_L) + \\ &c\rho_H^2 + e(1 - \rho_H) + s\rho_H(1 - \rho_H)) \end{aligned} \quad (\text{D.24})$$

En résolvant le système d'équations composé de (D.23) et (D.24), les fonctions de réaction sont alors égales à :

$$p_L(\rho_L, \rho_H) = \frac{1}{3} \left((1 - a)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_H^2 + e(1 - \rho_H) + s\rho_H(1 - \rho_H) + 2c\rho_L^2 + 2e(1 - \rho_L) + 2s\rho_L(1 - \rho_L) \right) \quad (\text{D.25})$$

$$p_H(\rho_L, \rho_H) = \frac{1}{3} \left((a + 2)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_L^2 + e(1 - \rho_L) + s\rho_L(1 - \rho_L) + 2c\rho_H^2 + 2e(1 - \rho_H) + 2s\rho_H(1 - \rho_H) \right) \quad (\text{D.26})$$

En substituant dans les fonctions de profit (D21) et (D.22) p_L et p_H par leur valeur exprimée respectivement en (D.25) et en (D.26), les profits s'écrivent alors :

$$\pi_L(\rho_L, \rho_H) = \frac{1}{9(\rho_H - \rho_L)} [(1 - a)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_H^2 + e(1 - \rho_H) + s\rho_H(1 - \rho_H) - c\rho_L^2 - e(1 - \rho_L) - s\rho_L(1 - \rho_L)]^2 \quad (\text{D.27})$$

$$\pi_H(\rho_L, \rho_H) = \frac{1}{9(\rho_H - \rho_L)} [(a + 2)(\rho_H - \rho_L) + c\rho_L^2 + e(1 - \rho_L) + s\rho_L(1 - \rho_L) - c\rho_H^2 - e(1 - \rho_H) - s\rho_H(1 - \rho_H)]^2 \quad (\text{D.28})$$

Nous maximisons maintenant la fonction de profit (D.27) par ρ_L et la fonction de profit (D.28) par ρ_H . Après simplification, nous obtenons les deux expressions suivantes :

$$\frac{\partial \pi_L(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_L} = 0 \Leftrightarrow -2(a - 1 - 2c\rho_L + e - s(1 - 2\rho_L)) = 1 - a + c(\rho_H + \rho_L) - e + s - s(\rho_H + \rho_L) \quad (\text{D.29})$$

$$\frac{\partial \pi_H(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_H} = 0 \Leftrightarrow 2(a + 2 - 2c\rho_H + e - s(1 - 2\rho_H)) = a + 2 - c(\rho_H + \rho_L) + e - s + s(\rho_H + \rho_L) \quad (\text{D.30})$$

En additionnant les expressions données en (D.29) et en (D.30) puis en simplifiant, nous obtenons alors l'égalité suivante :

$$\frac{\partial \pi_L(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_L} + \frac{\partial \pi_H(\rho_L, \rho_H)}{\partial \rho_H} = 0 \Leftrightarrow \rho_L(\rho_H) = \rho_H - \frac{3}{4(c - s)} \quad (\text{D.31})$$

En substituant dans (D.30) ρ_L par sa valeur exprimée en (D.31), nous obtenons la valeur de ρ_H à l'équilibre :

$$\rho_H^* = \frac{4a + 5 + 4(e - s)}{8(c - s)} \quad (\text{D.32})$$

En substituant dans la condition (D.31) ρ_H par sa valeur à l'équilibre donnée en (D.32), nous obtenons la valeur de ρ_L à l'équilibre :

$$\rho_L^* = \frac{4a - 1 + 4(e - s)}{8(c - s)} \quad (\text{D.33})$$

En substituant dans les fonctions de profit (D.27) et (D.28) ρ_L et ρ_H par leur valeur à l'équilibre exprimée respectivement en (D.32) et en (D.33), les profits à l'équilibre sont alors égaux à :

$$\pi_L^* = \frac{3}{16(c-s)} \quad (\text{D.34})$$

$$\pi_H^* = \frac{3}{16(c-s)} \quad (\text{D.35})$$

D.3 Comparaison entre le CMS de gestion des déchets et le coût supporté par les producteurs avec la politique optimale

Les CMS de gestion des déchets d'emballage pour l'emballage de qualité L et pour l'emballage de qualité H s'écrivent respectivement :

$$w(\rho_L) = e(1 - \rho_L) + s\rho_L(1 - \rho_L) \quad (\text{D.36})$$

$$w(\rho_H) = e(1 - \rho_H) + s\rho_H(1 - \rho_H) \quad (\text{D.37})$$

En tenant compte d'une possible intervention du régulateur, les coûts de gestion des déchets d'emballage supportés par les producteurs L et H s'écrivent respectivement :

$$w'(\rho_L) = (e + t_e)(1 - \rho_L) + (s + t_s)\rho_L(1 - \rho_L) \quad (\text{D.38})$$

$$w'(\rho_H) = (e + t_e)(1 - \rho_H) + (s + t_s)\rho_H(1 - \rho_H) \quad (\text{D.39})$$

La politique optimale se compose des deux instruments suivants :

$$t_e = 2\left(a + \frac{1}{2} + e - c\right) \quad (\text{D.40})$$

$$t_s = 2(s - c) \quad (\text{D.41})$$

En substituant dans (D.38) et (D.39) t_e et t_s par leur expression donnée respectivement en (D.40) et en (D.41), les coûts de gestion des déchets d'emballage supportés par les producteurs L et H s'écrivent respectivement :

$$w'(\rho_L) = \left(e + 2\left(a + \frac{1}{2} + e - c\right)\right)(1 - \rho_L) + (s + 2(s - c))\rho_L(1 - \rho_L) \quad (\text{D.42})$$

$$w'(\rho_H) = (e + 2(a + \frac{1}{2} + e - c))(1 - \rho_H) + (s + 2(s - c))\rho_H(1 - \rho_H) \quad (D.43)$$

Pour chaque producteur, nous comparons la valeur du CMS de gestion des déchets d'emballage (D.36) et (D.37) avec le coût de gestion des déchets qu'il supporte dans le cas de la politique optimale (D.42) et (D.43) :

$$w'(\rho_L) - w(\rho_L) = (2a + 1 + 2e - 2c + 2(s - c)\rho_L)(1 - \rho_L) \quad (D.44)$$

$$w'(\rho_H) - w(\rho_H) = (2a + 1 + 2e - 2c + 2(s - c)\rho_H)(1 - \rho_H) \quad (D.45)$$

Nous cherchons à déterminer le signe de (D.44) et (D.45) pour savoir si le coût supporté avec la politique optimale par chaque producteur est inférieur, égal ou supérieur au CMS de gestion des déchets d'emballage.

Pour (D.44), nous savons que $(1 - \rho_L > 0)$. Par conséquent le signe de (D.44) dépend du signe de :

$$(2a + 1 + 2e - 2c + 2(s - c)\rho_L) \quad (D.46)$$

En substituant dans (D.46) ρ_L par sa valeur optimale exprimée en (D.18), nous obtenons l'expression suivante :

$$(a + \frac{3}{4} + (e - c) + (s - c)) \quad (D.47)$$

Avec la politique optimale, le producteur L supporte un coût supérieur au CMS de gestion des déchets d'emballage si (D.47) est positif, soit si :

$$a + \frac{3}{4} > (c - e) + (c - s) \quad (D.48)$$

Pour (D.45), nous savons que $(1 - \rho_H > 0)$. Par conséquent le signe de (D.45) dépend du signe de :

$$(2a + 1 + 2e - 2c + 2(s - c)\rho_H) \quad (D.49)$$

En substituant dans (D.49) ρ_H par sa valeur optimale exprimée en (D.19), nous obtenons l'expression suivante :

$$(a + \frac{1}{4} + (e - c) + (s - c)) \quad (D.50)$$

Avec la politique optimale, le producteur H supporte un coût supérieur au CMS de gestion des déchets d'emballage si (D.50) est positif, soit si :

$$a + \frac{1}{4} > (c - e) + (c - s) \tag{D.51}$$

Table des figures

Figure 1 : Quantités de déchets municipaux par habitant en 1995 et en 2010.....	15
Figure 2 : Evolution de la valeur de l'écart-type relatif à la quantité de déchets municipaux par habitant entre 1995 et 2010.....	16
Figure 3 : Taux de stockage des déchets municipaux en 1995 et en 2010.....	17
Figure 4 : Comparaison des quantités de déchets municipaux et de déchets ménagers par habitant dans les pays de l'UE 15 en 2010.....	20
Figure 5 : Evolution du taux de stockage des déchets municipaux entre 1995 et 2010.....	25
Figure 6 : Evolution du taux de recyclage des déchets d'emballage entre 1997 et 2010.....	29
Figure 7 : Organisation de l'économie avec une REP	50
Figure 8 : Organisation de l'économie avec une TI.....	57
Figure 9 : Organisation de l'économie avec des recycleurs assurant uniquement les opérations de valorisation	64
Figure 10 : Organisation de l'économie avec des recycleurs assurant l'intégralité des opérations de recyclage en concurrence avec les ménages	65
Figure 11 : Organisation de l'économie dans le cas d'une REP	77
Figure 12 : Organisation de l'économie avec une TI.....	84
Figure 13 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché LH.....	109
Figure 14 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché L.....	111
Figure 15 : Répartition des consommateurs avec la structure de marché H	113
Figure 16 : Arbre du jeu avec un choix séquentiel de la qualité	119
Figure 17 : Représentation de la forme du coût de séparation	148
Figure 18 : Répartition des consommateurs entre les deux qualités	154

Table des tableaux

Tableau 1 : Montant des contributions versées à l'éco-organisme majoritaire en euro par tonne	27
Tableau 2 : Comparaison des structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique avec une REP individuelle.....	125
Tableau 3 : Comparaison des structures de marché à l'optimum social et à l'équilibre économique	132

Table des encadrés

Encadré 1 : Définitions des termes relatifs à la gestion des déchets	12
Encadré 2 : Les assiettes mesurant la demande en service de gestion des ménages.....	24
Encadré 3 : La fonction de consommation.....	40
Encadré 4 : Hypothèses et conclusions du modèle de Runkel (2003)	96
Encadré 5 : Modulation du principe de tarification au CMS de gestion des déchets et REP collective	131
Encadré 6 : Effets d'une taxe sur le bien et d'une taxe ad valorem sur le surplus social	144
Encadré 7 : Forme du coût de production et conséquences sur les demandes des consommateurs et les profits des producteurs.....	159

Table des matières

Introduction Générale.....9

1	Une mesure du degré d'harmonisation des politiques nationales de déchets.....	13
1.1	L'évolution de la quantité de déchets municipaux par habitant.....	14
1.2	L'évolution du traitement des déchets municipaux.....	16
2	Comparaison de l'efficacité des politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers.....	21
2.1	Les politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers.....	22
2.1.1	Les systèmes de TNI.....	22
2.1.2	Les systèmes de TI.....	22
2.2	Politiques de tarification du service de gestion des déchets ménagers et taux de stockage des déchets municipaux.....	24
2.3	TI et effort de tri des ménages.....	26
2.3.1	Le financement de la collecte séparée des déchets d'emballages ménagers.....	26
2.3.2	Evolution du taux de recyclage des déchets d'emballages.....	28

Partie 1 : Responsabilité élargie des producteurs, tarification incitative et gestion optimale des déchets ménagers35

Chapitre 1 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en recyclage.....43

1	Le modèle.....	46
1.1	Le secteur de la production.....	46
1.2	Le secteur du recyclage.....	46
1.3	Le secteur de l'élimination des déchets.....	47
1.4	Le marché du travail.....	47
2	Optimum Social.....	47
3	L'équilibre économique avec une REP.....	49
3.1	Les conditions d'équilibre des agents.....	51
3.1.1	Les conditions d'équilibre des ménages.....	51
3.1.2	Les conditions d'équilibre des producteurs.....	52

3.1.3	Les conditions d'équilibre des collecteurs.....	53
3.2	Les conditions caractérisant l'équilibre économique	54
3.3	Les politiques optimales	55
4	L'équilibre économique avec une TI.....	56
4.1	Les conditions d'équilibre des agents.....	57
4.1.1	Les conditions d'équilibre des ménages.....	58
4.1.2	Les conditions d'équilibre des producteurs.....	59
4.1.3	Les conditions d'équilibre des collecteurs.....	60
4.2	Les conditions caractérisant l'équilibre économique	60
4.3	Les politiques optimales	61
Chapitre 2 : Gestion optimale des déchets ménagers et dépenses en éco-conception		69
1	Le modèle.....	73
1.1	Le secteur de la production.....	73
1.2	Le secteur du recyclage	74
1.3	Le secteur de l'élimination des déchets.....	74
1.4	Le marché du travail.....	74
2	Optimum Social	74
3	L'équilibre économique avec une REP	77
3.1	Les conditions d'équilibre des agents économiques.....	78
3.1.1	Les conditions d'équilibre des ménages.....	78
3.1.2	Les conditions d'équilibre des producteurs.....	79
3.1.3	Les conditions d'équilibre des collecteurs.....	80
3.2	Les conditions caractérisant l'équilibre économique	81
3.3	Les politiques optimales	82
4	L'équilibre économique avec une TI.....	83
4.1	Les conditions d'équilibre des agents économiques.....	84
4.1.1	Les conditions d'équilibre des ménages.....	85
4.1.2	Les conditions d'équilibre des producteurs.....	87
4.1.3	Les conditions d'équilibre des collecteurs.....	88
4.1.4	Les conditions caractérisant l'équilibre économique	88

4.2	Les politiques optimales	89
Partie 2 : Tarification au coût marginal social de gestion des déchets et différenciation des biens.....		97
Chapitre 3 : Efficacité à court terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets		103
1	Le modèle.....	107
1.1	Les fonctions de demande avec la structure de marché LH	108
1.2	Les fonctions de demande avec la structure de marché L	111
1.3	La demande avec la structure de marché H.....	112
2	L'optimum social	114
2.1	Les demandes optimales	115
2.1.1	Les demandes optimales avec la structure de marché LH.....	115
2.1.2	La demande optimale avec la structure de marché L	116
2.1.3	La demande optimale avec la structure de marché H.....	117
2.2	Les conditions optimales de maintien de la différenciation	117
3	L'équilibre économique	118
3.1	L'équilibre économique avec une REP individuelle	120
3.1.1	Les demandes à l'équilibre économique avec une REP individuelle	120
3.1.1.1	La structure de marché LH.....	120
3.1.1.2	La structure de marché L.....	122
3.1.1.3	La demande avec la structure de marché H.....	123
3.1.2	Les conditions de différenciation à l'équilibre économique avec une REP individuelle	124
3.1.3	Comparaison entre l'optimum social et l'équilibre économique avec une REP individuelle.....	125
3.2	L'équilibre économique avec une REP collective.....	126
3.2.1	Demandes des consommateurs et profits des producteurs à l'équilibre	127
3.2.1.1	Structure de marché LH.....	127
3.2.1.2	Structure de marché L	128
3.2.1.3	Structure de marché H.....	128
3.2.2	Les conditions de maintien de la différenciation.....	129
3.2.3	Comparaison avec l'optimum social	130

3.2.4	Comparaison des résultats entre une REP individuelle et une REP collective.....	131
Chapitre 4 : Efficacité à long terme de la tarification au coût marginal social de gestion des déchets		
1	Le modèle.....	145
1.1	Les hypothèses relatives à l’emballage	145
1.1.1	Le coût de production de l’emballage	146
1.1.2	Le coût de gestion des déchets d’emballage.....	146
1.1.2.1	Le coût de séparation.....	147
1.1.2.2	Le coût de traitement des déchets d’emballage	149
1.2	Les agents économiques	150
1.2.1	Les consommateurs	150
1.2.2	Les producteurs	151
2	Les choix de qualités.....	151
2.1	Les choix de la qualité à l’optimum social	152
2.1.1	Infinité de producteurs et qualités optimales.....	153
2.1.2	Duopole et qualités optimales	153
2.2	Les choix de qualités à l’équilibre économique	156
2.2.1	Les fonctions de demande	157
2.2.2	Les fonctions de réaction des producteurs.....	157
2.2.3	Les choix de la qualité à l’équilibre de Nash.....	158
3	Statiques comparatives.....	161
4	La politique optimale	163
Conclusion Générale.....		173
Bibliographie		181
Annexes		189
Table des figures		235

Table des tableaux	239
Table des encadrés	243
Table des matières	247

RESUME

Cette thèse étudie l'efficacité de deux instruments relatifs à la gestion des déchets ménagers : la tarification incitative et la responsabilité élargie des producteurs. Dans un premier temps, nous analysons l'efficacité de ces deux instruments à l'aide d'un modèle d'équilibre général. Dans ce modèle, tous les marchés représentés sont concurrentiels mais l'élimination des déchets génère un dommage environnemental qui est la source d'externalités. Dans le cas d'une tarification incitative comme d'une responsabilité élargie des producteurs, une politique optimale implique une tarification au coût marginal social d'élimination des déchets. Pour internaliser le coût du dommage environnemental, une taxe sur le stockage semble l'instrument le plus efficace. Dans un second temps, nous analysons l'efficacité d'une tarification au coût marginal social de gestion des déchets en supposant que le marché du bien n'est pas concurrentiel. Nous représentons ce marché par un duopole avec une différenciation verticale des biens. Chaque producteur produit une qualité différente d'un même bien et les consommateurs ont des préférences différentes pour la qualité. Dans le cas d'une responsabilité élargie des producteurs, une tarification au coût marginal social de gestion des déchets ne décentralise pas l'optimum social. Une politique optimale suppose de moduler le coût supporté par les producteurs en fonction des préférences des consommateurs pour la qualité.

TITLE: Pricing Policies, Strategies of Differentiation and Optimal Household Waste Management

Abstract

This thesis examines the effectiveness of two instruments for the management of household waste : unit-pricing systems and extended producer responsibility. In a first step, we analyze the effectiveness of these two instruments using a general equilibrium model. In this model, all markets are competitive but waste disposal generates environmental damage which is the source of externalities. In the case of a unit-pricing systems as an extended producer responsibility, optimal pricing policy involves a marginal social cost of waste disposal. To internalize the cost of environmental damage, a landfill tax seems the most effective tool. In a second step, we analyze the effectiveness of social marginal cost pricing of waste management by assuming that the final market is not competitive. We represent this market by a duopoly with vertical product differentiation. Each firm produces a different quality of the same good, and consumers have different preferences for quality. In the case of an extended producer responsibility, the social marginal cost pricing of waste management does not decentralize the social optimum. An optimal policy involves the modulation of the cost that is borne by producers based on consumer preferences for quality.

MOTS-CLES : tarification incitative ; responsabilité élargie des producteurs ; externalités ; taxe sur le stockage ; duopole ; différenciation verticale.

Keywords : unit-pricing systems ; extended producer responsibility ; externalities ; landfill tax ; duopoly ; vertical differentiation.

GREThA UMR CNRS 5113, Université Montesquieu – Bordeaux IV, Avenue Léon Duguit, 33608 Pessac Cedex, France